



Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag

Målsettinger og suksesskriterier

Brian Glover, Multiconsult

Åge Brabrand, Universitetet i Oslo

John Brittain, Universitetet i Oslo

Finn Gregersen, Multiconsult

Johannes Holmen, Multiconsult

Svein Jakob Saltveit, Universitetet i Oslo

10
2012



RAPPORT MILJØBASERT VANNFØRING

FoU-programmet Miljøbasert vannføring

Programmet Miljøbasert vannføring skal styrke det faglige grunnlaget for god forvaltning av regulerte vassdrag. Det skal bidra til at miljøhensyn blir ivaretatt på en balansert og åpen måte med spesiell fokus på fastsettelse av minstevannføring og andre avbøtende tiltak.

Miljøkunnskap er aktuelt i forbindelse med nye vassdragskonsesjoner, revisjon av vilkår i gamle konsesjoner, miljøtilsyn og oppfølging av vannressursloven og EUs vanndirektiv. Programmet finansieres av Olje- og energidepartementet, og er forankret i Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

Programmets fase II har en tidsramme på fem år (2007-2011). Programmet er organisert med en styringsgruppe, bestående av representanter fra NVE, Direktoratet for naturforvaltning og energibransjen. Ressurspersoner fra nasjonale og regionale myndigheter bistår med fagkompetanse. Den daglige ledelsen av programmet er knyttet til Skred- og vassdragsavdelingen i NVE.

Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag

Målsettinger og suksesskriterier

Rapport nr. 10 – 2012

Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag

Målsettinger og suksesskriterier

- Utgitt av:** Norges vassdrags- og energidirektorat
- Forfattere:** Brian Glover, Multiconsult (prosjektleder)
Åge Brabrand, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo
John Brittain, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo
Finn Gregersen, Multiconsult
Johannes Holmen, Multiconsult
Svein Jakob Saltveit, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo
- Trykk:** NVEs hustrykkeri
- ISSN:** 1502-234X
- ISBN:** 978-82-410-0811-5
- Forsidefoto:** Syvdeterskel fra Fjærlandselva. Foto: Brian Glover
- Sammendrag:** Det er gjennomført en rekke avbøtende tiltak for forbedring av miljøet i norske vassdrag i forbindelse med vassdragsreguleringer. Erfaringer med tiltakene viser imidlertid at det ofte er mangel på klare målsettinger eller mangel på metoder for å evaluere måloppnåelsen av tiltakene. Denne rapporten presenterer ulike suksesskriterier for avbøtende tiltak innen vannkraft.
- Emneord:** Avbøtende tiltak, regulering, fisketrapp, terskler, minstevann, miljøbasert vannføring, utsetting.

Norges vassdrags- og energidirektorat
Middelthuns gate 29
Postboks 5091 Majorstua
0301 OSLO

Telefon: 09575, Internett: www.nve.no

Juli 2012

Innhold

| | |
|---|------------|
| INNHold | III |
| FORORD | V |
| SAMMENDRAG | VII |
| 1. SUKSESSKRITERIER FOR AVBØTENDE TILTAK | 1 |
| 1.1. Overordnet mål..... | 1 |
| 1.2. Innledning | 1 |
| 1.3. Dette oppdraget | 2 |
| 1.4. Terskelverdier og tålegrenser | 3 |
| 1.5. Begrensende faktorer | 4 |
| 1.6. EUs vanndirektiv..... | 4 |
| 2. AVBØTENDE TILTAK I MAGASINER | 6 |
| 2.1. Lister over ulike tiltak mot effekten av reguleringer..... | 6 |
| 2.2. M1 og E1 Fiskeutsetting/ utfisking | 6 |
| 2.3. M2 Vannstandsrestriksjoner..... | 9 |
| 2.4. M3 Kunstige terskelbassenger | 13 |
| 2.5. M4 og M5 Habitatjusteringer og kalking | 13 |
| 3. AVBØTENDE TILTAK I ELVER | 15 |
| 3.1. Generelt for elver | 15 |
| 3.2. E2 Fiskepassasjer | 15 |
| 3.3. E3 Endret oppstrøms tappestrategi..... | 16 |
| 3.3.1. Sesong- og døgnmessig tappevariasjon | 16 |
| 3.3.2. To eller flere høyder for vannuttak fra et magasin..... | 16 |
| 3.3.3. Endret posisjonering/ geometri ved inntaket til kraftverk og flomluker | 17 |
| 3.4. E4 Pålagt konstant minstevannføring..... | 18 |
| 3.4.1. Definisjon av begrepet minstevannføring | 18 |
| 3.4.2. Stabil minstevannføring sommerstid | 21 |
| 3.4.3. Stabil minstevannføring vinterstid | 22 |
| 3.4.4. Sedimenttransport og slipp av minstevann | 22 |
| 3.4.5. Suksesskriterier for slipp av konstant minstevann | 22 |
| 3.5. E5 Variable miljøtilpassete vannslipp..... | 23 |
| 3.5.1. Variasjon er en del av det naturlige..... | 23 |
| 3.5.2. Miljøbasert variabel vannføring (MBV) | 24 |
| 3.5.3. E5a Signalslipp og tilsigsstyrt variabelt vannslipp | 24 |
| 3.5.4. Kritiske grenseverdier | 25 |
| 3.5.5. E5a Lokke-/ utvandringsflommer | 26 |
| 3.5.6. E5c Spyleflommer/ opprenskning..... | 26 |
| 3.6. E6 Terskler | 28 |
| 3.6.1. Ulike typer og en generell beskrivelse | 28 |
| 3.6.2. Målsettinger med terskler..... | 29 |

| | |
|---|-----------|
| 3.6.3. Landskapsmessig virkning | 30 |
| 3.6.4. Økologiske målsettinger | 32 |
| 3.7. E7 Habitatjusteringer | 36 |
| 4. DISKUSJON OG KONKLUSJONER | 38 |
| 4.1. Ulike målsettinger med avbøtende tiltak..... | 38 |
| 4.2. Økologiske målsettinger: Variasjon i vannføring er naturlig..... | 38 |
| 4.3. Prøvereglement | 39 |
| 4.4. Suksesskriterier | 39 |
| 4.4.1. Stabilitet og vedlikehold | 39 |
| 4.4.2. God økologisk tilstand (potensiale) | 39 |
| 4.4.3. Alger og makrofytter..... | 40 |
| 4.4.4. Landskap og estetiske verdier | 40 |
| 4.4.5. Andre brukerinteresser | 41 |
| 4.4.6. Økonomiske suksesskriterier | 41 |
| 4.4.7. Lokal aksept | 41 |
| 4.4.8. Framtidens målsettinger | 42 |
| 4.5. Konklusjoner | 42 |
| 4.5.1. Klargjøring av målsettinger | 42 |
| 4.5.2. Semikvantitative teknikker for å måle suksess | 44 |
| 4.5.3. Særlig viktige hensyn..... | 44 |
| 5. REFERANSER..... | 45 |
| Anneks 1 Case-studier på tiltak..... | 49 |
| Anneks 2 Metodikk for samlet vurdering av miljøkonsekvenser..... | 54 |
| Anneks 3 Tabeller som grupperer avbøtende tiltak | 56 |
| Anneks 4 Kostnader med slipp av minstevann – eksempel på beregning..... | 61 |
| Anneks 5 Liste over vurderte terskler | 64 |

Forkortelser

| | |
|-----|-----------------------------|
| GØP | Godt økologisk potensiale |
| HRV | Høyeste regulerte vannstand |
| LRV | Laveste regulerte vannstand |
| MBV | Miljøbasert vannføring |

Forord

Det er gjennomført en rekke avbøtende tiltak for forbedring av miljøet i forbindelse med vassdragsreguleringer. Tiltakene er rettet mot økologiske og landskapsmessige forhold og ulike brukerinteresser.

Prosjektet gir en samlet gjennomgang av ulike typer avbøtende tiltak i regulerte vassdrag basert på nasjonale og internasjonale erfaringer. I rapporten er de ulike tiltak kort beskrevet og det er angitt målsetting, forutsetning for suksess og målekriterier for tiltakene.

Vi håper rapporten bidrar til å bedre kunnskapsgrunnet for

- å fastsette konsesjonsvilkår som gir best mulig positiv miljøeffekt
- å sette realistiske og etterprøvbare miljømål i forbindelse med forvaltningsplaner etter vannforvaltningsforskriften.

Prosjektet er gjennomført av Universitetet i Oslo, Naturhistorisk museum/LFI og Multiconsult, med Brian Glover, Multiconsult som prosjektleder.

Steinar Schanche
leder styringsgruppe

Anne Haugum
programleder

Sammendrag

Det er gjennomført en rekke tiltak i norske vassdrag i forbindelse med vassdragsreguleringer. Motivet har vært å redusere de skadevirkningene som reguleringen har medført. Erfaringer med tiltak i regulerte vassdrag viser imidlertid at det ofte er mangel på klare målsettinger, manglende systematiske undersøkelser eller mangel på metoder for å måle effekten av tiltakene. Denne rapporten presenterer ulike suksesskriterier for avbøtende tiltak innen vannkraft.

De fleste avbøtende tiltak er rettet mot miljøforholdene i selve vannstrengen, mens enkelte er rettet mot landskap og andre viktige samfunnsverdier. Målsettingen med slike tiltak er at de skal ha en tilsiktet positiv økologisk effekt og positiv landskapsmessig virkning. Kunnskapen om dette er sterkt varierende. Hittil har det vært mest fokus på fisk, særlig laksefisk, men innføring av vannforskriften har satt større fokus på hele vassdragets økosystem og naturtilstanden. Målsettinger med framtidige tiltak vil derfor etter hvert dreie seg mer i retning av å relatere forholdene til naturtilstanden i vassdraget.

Ved iverksetting av avbøtende tiltak er det avgjørende å ha kunnskap om hvilke faktorer som virker begrensende på de forhold som ønskes ivaretatt eller endret. Det er bare når tiltaket berører de begrensende faktorene at det kan forventes respons til tiltaket. Mangelfull dokumentasjon om begrensende faktorer for det som ønskes ivaretatt (f.eks. fiskeproduksjon og biodiversitet) kan være årsaken til at ulike tiltak ikke fungerer etter hensikten. Felles for de fleste tiltak er at det ikke er foretatt en god nok vurdering av behovet for tiltaket før det ble iverksatt. Ofte er det mangelfull eller ingen informasjon om elvas eller magasinets "bæreevne" etter regulering.

Ved vage målsettinger vil ofte flere parallelle tiltak iverksettes samtidig. Den store utfordringen ligger i å skaffe til veie gode nok data som kan relatere endringer til de tiltakene som er gjort. Dette krever klare målsettinger og gode data både før og etter at tiltaket er gjennomført. De senere årene har en økt forventning til å bruke økologisk baserte restaureringstiltak framfor rene tekniske løsninger vokst fram.

Stikkord for iverksetting av tiltak vil derfor være:

- i) mål - hva skal tiltaket ivareta?
- ii) begrensende faktor - hva er begrensende faktor(er) for det som ønskes ivaretatt?
- iii) endrer tiltaket begrensende faktor(er) i ønsket retning?

Kriterier for å kunne måle suksess kan være akseptabel "avstand" fra forventet naturtilstand. Forbedringen må derfor være målbar. Tiltaket bør også være mest mulig vedlikeholdsfritt.

De viktigste tiltakene som iverksettes i regulerte vassdrag er: Fiskeutsettinger, fisketrapper, terskler og minstevannføringer. Vurdering av hvert av disse tiltakene bør følge punktene angitt over.

Fiskeutsettinger:

Her vil målet være å sikre rekruttering og derved ivareta produksjonen av fangbar fisk. Helt avgjørende for at utsetting skal ha tilsiktet virkning er at gyte- og oppvekstområder for fiskeunger

etter regulering er den begrensende faktor for bestanden. Dersom dette er tilfelle vil utsetting virke etter hensikten, i motsatt fall vil utsetting ikke ha effekt og i enkelte tilfeller virke mot sin hensikt. Utsetting er ikke et selvbærende tiltak og vil heller ikke endre på primærårsaken til redusert rekruttering. Det økologisk baserte restaureringstiltaket vil i stedet være å bedre forholdene for naturlig rekruttering. Kriteriet for måloppnåelse vil være at bæreevnen utnyttes for produksjon av fangbar fisk.

Fisketrapper:

Målet med fisketrapper er å sikre fiskens opp- og nedvandring i vassdraget. Dette omfatter produksjon av fisk, rekruttering og oppvekst, genetisk utveksling og ikke minst selve fisket. Begrensende faktorer for vandring er dammer, strekninger med minstevannføringer og kraftverk. Viktige arter er ål, laks, aure, harr, sik og røye. Måloppnåelsen er knyttet til om det skjer opp- og nedvandring, og at trapp i stedet for turbin benyttes slik at dødelighet gjennom kraftverk reduseres. For flere arter er dette svært viktig. Kriteriet for måloppnåelsen er at trappene fungerer, og at de er relativt vedlikeholdsfrie. For ikke-fungerende trapper må det gjøres tiltak for å bedre funksjonen.

Terskler:

Målet med terskler er å sikre større vanndekket areal i elver med lav vannføring, slik at fiskeproduksjon og landskapsmessige verdier ivaretas. Avhengig av formål, finnes det en rekke typer av terskler. For pattedyr, fugl, fisk og bunndyr er begrensende faktorer vanndekket areal og habitat i ulike deler av livssyklusen, mens for landskapsmessige verdier blir det en mer subjektiv beskrivelse av virkningen. Måloppnåelse krever en klart formulert hensikt med tiltaket. Sedimentering og gjengroing i enkelte vassdrag viser at tiltakets måloppnåelse må vurderes i et relativt langt tidsperspektiv (noen tiår).

Minstevannføring:

Målet er å sikre biologiske og landskapsmessige verdier på regulerte elve- og bekkestrekninger. Tiltaket må sees i sammenheng med hvilke verdier som prioriteres ivaretatt og hva som er begrensende faktor. Minstevannføring i laksevassdrag vil måtte ha en annen dynamikk og størrelse enn i mindre elver med stasjonær aure. Minstevannføringer skal sikre vandringer (lokkeflommer), næringsdyr, gyting og oppvekst og utøvelse av fiske. Måloppnåelse på lang sikt vil kreve spyleflommer og fravær av sedimentering av fine løsmasser. Kriterier for måloppnåelse vil være at bæreevnen utnyttes for produksjon av fangbar fisk og at de naturlige prosesser (naturtilstanden eller godt økologisk potensiale) i vassdraget opprettholdes.

1. Suksesskriterier for avbøtende tiltak

1.1. Overordnet mål

Vannforvaltningsforskriften (som implementerer EUs vanndirektiv) fokuserer sterkt på avbøtende tiltak. Grunnlaget for å sette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster vil være kunnskapen om miljøeffektene av tiltakene. Bedre kunnskap om potensialet til avbøtende tiltak vil optimalisere miljø- og ressursutnyttelsen og styrke muligheten for tilsyn og kontroll.

Det overordnede målet med dette prosjektet er å få bedre kunnskaper for:

- å sette konsesjonsvilkår som gir best mulig positiv miljøeffekt
- å sette realistiske og etterprøvbare miljømål i forbindelse med forvaltningsplaner etter vannforvaltningsforskriften.

1.2. Innledning

For å imøtekomme nasjonale og internasjonale overenskomster for bevaring av biodiversitet (naturmangfoldsloven, vanndirektivet, i Norge vannforskriften) bør negative effekter av vassdragsreguleringer bli redusert gjennom ulike fysiske tiltak eller endringer av selve reguleringsregimet. Slike tiltak kan være terskler og steinsetting eller en miljøtilpasset vannføring mer lik den naturlige. Generelt vil målet for et tiltak i en regulert elv være å oppnå tetthet/ biomasse og struktur på økosystemene iht. målsettinger gitt av miljøforvaltning og konsesjonsmyndigheter og iht. vanndirektivet. Svært mange eldre norske vannkraftutbygginger er modne for revisjon. Vilkårsrevisjonene vil omfatte miljøvilkår av en helt annen karakter enn i de opprinnelige konsesjonene, mer lik krav som stilles i forbindelse med oppføring av nye kraftverk.

De negative virkningene av vassdragsreguleringer er i all hovedsak forårsaket av endret vannføringsregime. For å bøte på negative konsekvenser kan det gjennomføres avbøtende tiltak. Kunnskapen om effektene av slike tiltak er sterkt varierende, og hittil har det vært mest fokus på tiltakets virkning på fisk. For bunndyr finnes det enkelte indikatorarter som kan vise om tiltaket fungerer etter hensikten eller ikke, men biologiske effekter av vassdragsreguleringer er svært sammensatt. Kompleksiteten gjør det vanskelig å identifisere en klar sammenheng mellom tiltakets fysiske effekter på vannforekomstene og den biologiske virkningen man forsøker å oppnå med tiltaket.

Behovet for tiltak vil variere mellom og i vassdragene. Når tiltak vurderes, er det derfor viktig å vurdere effekter på hele vassdraget og ikke bare områder som er negativt påvirket av kraftutbyggingen.

Virkningene av mange tiltak har fram til nå vært svært variable og ikke alltid etter hensikten. Tiltakene bør være basert på grundige undersøkelser med vekt på å dokumentere begrensende faktorer. I de fleste tilfeller har evaluering og overvåkning vært mangelfull og dominert av skjønnsvurderinger. Avhengig av hvilke hensyn tiltakene er iverksatt for, vil eventuell tilstedeværelse av slike ikke-kvantitative vurderinger kunne variere svært mye. For eksempel vil tiltak som er iverksatt for å ivareta avgjørende parametre for allment interessante arter, f.eks. laks eller

viktige landskapselementer i flittig besøkte områder, være av stor interesse. Utviklingen i en laksebestand følges gjerne nøye gjennom fangststatistikker og er gjenstand for interesse fra et generelt publikum. Mindre iøynefallende biologiske organismer, f.eks. bunndyrarter, krever derimot egnet overvåkning for å fange opp utviklingen for å vurdere hvorvidt tiltaket er vellykket eller ikke. Endringer i et bunndyrsamfunn i en berørt elvestrekning vil kun oppdages gjennom prøvetaking over flere år og til flere tider gjennom sesongen. I verste fall vil virkningene av iverksatte avbøtende tiltak ikke være kjent i det hele tatt, og det blir umulig å høste erfaringer til bruk ved senere anledninger.

De senere årene har en økt forventning til å bruke økologisk baserte restaureringstiltak framfor rene tekniske løsninger vokst fram (Palmer mfl. 2005). Det foreslås fem kriterier for å kunne måle suksess; bl.a. må design av et miljøtiltak ha forventet naturtilstand som utgangspunkt, forbedringen av betingelsene må være målbare og systemet må være selvbærende uten behov for store oppfølgende tiltak.

Hensyn til mangfoldet i naturen og kompleksiteten ved fastsettelse av vannføringer har medført bruk av nye former for minstevannføring som er mer fleksible og dynamiske. Man søker å etterlikne naturtilstand for utvalgte arter og grupper, med spesielt fokus på flaskehals i livssyklusen.

Det finnes i dag relativt god dokumentasjon på at slipp av vann i opprinnelig elveløp kan ivareta funksjoner og kvaliteter i elveøkosystemer, og at dette er lettere å få til dersom vannslippet blir en integrert del av vannkraftproduksjonen (Renöfalt mfl. 2009).

Måleparametre kan være fisk og bunndyr, som er gode indikatorer på kvaliteten til økosystemet. Endres disse må vi søke i underliggende mekanismer (fysiske og kjemiske faktorer, hydrologi, primærproduksjon osv.). Det viktigste er å identifisere flaskehals i systemet, og ofte kan disse være knyttet til andre forhold enn minstevannføring, f.eks. vandringshindre, artssammensetning og kjemi.

Det er mye som kan gjøres for å redusere de negative effektene av vassdragsreguleringer, og tiltak vil ikke nødvendigvis være negative for kraftproduksjonen. I en rekke regulerte vassdrag bør det undersøkes om det er mulig å oppnå miljøgevinst ved å tilpasse driften og manøvreringen av kraftverkene til definerte miljøkrav. En generell oversikt over avbøtende tiltak i Norge for SMVF (sterkt modifiserte vannforekomster) er gitt av Glover (2006) og gjengitt i Anneks 3.

1.3. Dette oppdraget

Rapporten begrenser seg til omtale av tiltak innen ferskvann og innen overflatevannforekomster (selv om grunnvannets tilknytning til elver fortsatt skal tas i betraktning). Generell naturrestaureringstradisjon opererer gjerne innenfor et spekter av målsettinger. Tilbakeføring til naturtilstand slik den var før inngrep representerer et ytterpunkt, men ofte er målet å etablere et kunstig natur-/kulturmiljø der spesielle interesser blir ivaretatt.

De fleste avbøtende tiltak er rettet mot miljøforholdene i selve vannstrengen, mens enkelte er rettet mot landskapsforhold og andre viktige samfunnsverdier. Målsettingen med slike tiltak er at de skal ha en tilsiktet positiv økologisk effekt og positiv landskapsmessig virkning. Kunnskapen om slike tiltak er sterkt varierende, og hittil har det vært mest fokus på fisk, særlig laksefisk,

mens innføring av vannforskriften i 2004 har satt større fokus på hele vassdragets økosystem og artsmangfold. Målsettinger med framtidige tiltak vil derfor etter hvert dreie seg mer i retning av å i størst mulig grad oppnå vannforekomstenes naturtilstand før menneskelige inngrep.

Denne rapporten presenterer ulike suksesskriterier for avbøtende tiltak innen vannkraft, men før man kan diskutere graden av suksess må man ha et klart definert (og helst kvantifiserbart) sett med målsettinger. Erfaringer med analyser av tidligere tiltak viser at det ofte er mangel på klare målsettinger eller mangel på metoder for å måle suksess som har hindret rapportering av måloppnåelse. Suksess kan ikke måles dersom målsettinger ikke er klart definert eller prioritert.

Det er flere eksempler der de fleste berørte langs et regulert vassdrag i stor grad er enige om tiltakets målsetting, men det mangler skriftlig dokumentasjon som beskriver den primære målsettingen. Over mange år kan udokumenterte målsettinger gi opphav til ulike oppfatninger om tiltaket har vært en suksess eller ikke.

Vannforskriften setter slike problemstillinger i fokus. Det kommersielt viktige laksefisket kan ha en mer snever målsetting (f.eks. flest mulig fangbar storlaks) enn vannforskriften, og det må først prioriteres mellom ulike målsettinger før tiltakets suksess kan måles. Er laksefiske prioritert, vil suksessen kunne måles ut fra utvikling i fangststatistikken.

Fiskearter som laks og aure er ofte prioritert ved valg av tiltak. Tilstedeværelse av enkelte eller flere av disse artene kan påvirke hele næringskjeden i vannforekomsten og kan dermed være en indikator for utviklingen i hele vannforekomsten.

Forvaltningen etterspør bedre dokumentasjon av årsak-/virkning-korrelasjoner for noen av de mest vanlige tiltak i regulerte vassdrag. Her er spesielt effekten av ulike minstevannføringer sentrale i elver og ulike manøvreringsregimer sentrale i magasiner.

Denne rapporten har basert seg på eksisterende kunnskap om ulike tiltak som er gjennomført for å redusere ulemper ved vassdragsregulering. Virkningen av eldre tiltak, som f. eks. terskler, er ofte godt dokumentert over lang tid og danner grunnlaget for rapporten. Tiltak som nylig er gjennomført er foreløpig ikke like godt dokumentert, selv om de kan ha stor faglig interesse og aktualitet. Derfor har vi inkludert en del generelle betraktninger rundt nye og delvis uprøvde tiltak, i tillegg til de eldre, godt dokumenterte tiltakene.

1.4. Terskelverdier og tålegrenser

Mange arter finnes fortsatt i regulerte vassdrag, selv om det har vært endringer i flere abiotiske faktorer. Det er først når tålegrensen overskrides at det kan forventes omfattende populasjonsendringer eller bortfall av arter. Når det gjelder vassdragsreguleringer er det etablert erfaringsbaserte tålegrenser for en rekke organismegrupper (bunndyr, zooplankton, fisk) i magasiner når det gjelder reguleringshøyder og manøvrering. Tålegrenser for hydromorfologiske endringer i rennende vann (vannføring, vanddyp, grad av substratendringer osv.) er vanskeligere å generalisere, men vannhastighet, bunnsubstrat og totalt vanndekket areal er avgjørende faktorer. Det er derfor mulig å identifisere en del forutsetninger for å oppnå suksess.

1.5. Begrensende faktorer

Ved iverksetting av avbøtende tiltak er det svært viktig å ha kunnskap om hvilke faktorer som virker begrensende, slik at tiltaket vil få best mulig målbar effekt og suksess. Sett fra et avkastningsmessig synspunkt vil det f.eks. sjelden være klokt å foreta fiskeutsettinger i magasiner med stor reguleringshøyde og påfølgende erodert strandsone når innløpsbekkenes gytearealer er relativt intakte. I et slikt magasin er det som oftest næringstilgangen som er begrensende faktor for fiskebestanden, og fiskeutsettinger vil, så fremt settefiskene overlever, kun føre til en tettere bestand av småvokst og skrinn fisk.

Mangelfull dokumentasjon av begrensende faktor for det som ønskes ivaretatt (f.eks. fiskeproduksjon, biodiversitet) kan være årsaken til at ulike tiltak ikke fungerer etter hensikten. Felles for de fleste tiltak er at det ikke er foretatt en god nok vurdering av behovet for tiltaket før det iverksettes. Ofte er det mangelfull eller ingen informasjon om elvas eller magasinets "bæreevne" etter regulering. Stikkord for iverksetting av tiltak vil derfor være:

- i) mål - hva skal tiltaket ivareta?
- ii) begrensende faktor - hva er begrensende faktor(er) for det som ønskes ivaretatt?
- iii) endrer tiltaket begrensende faktor(er) i ønsket retning?

Ofte blir det iverksatt tiltak for å redusere de negative virkningene av reguleringer samtidig med reguleringen. Tiltak som utsetting av fisk og bygging av fisketrapper kan medføre endringer i bestandsforholdene som kan være vanskelig å skille fra effekter av selve reguleringen. Hos anadrom fisk vil miljøendringer og overlevelse i havet også påvirke bestandsstruktur og sammensetning uavhengig av hendelser i elva. Det er derfor viktig med lange tidsserier, fordi effekter først kan vise seg etter mange år og må kunne skilles fra naturlige endringer (klimatiske) (Saltveit mfl. 2006). Effekten av gjennomførte tiltak må kunne dokumenteres. Dette vil dokumentere tiltakets suksess og også gjøre det lettere å foreta nødvendige justeringer.

1.6. EUs vanddirektiv

EUs rammedirektiv for vann angir et rammeverk for beskyttelse av alle vannforekomster innen EU og i land som omfattes av EØS-avtalen. Den norske innføringen av rammedirektivet gjennom vannforskriften setter krav til økologisk tilstand for norske vannforekomster, basert på fem kvalitetselementer, med fokus på de biologiske (fiskefauna, bunnlevende, virvelløse dyr og vannplanter). Rammedirektivet har som målsetting at alle norske vannforekomster skal oppnå *god* eller *svært god* økologisk status innen 2015. Hva som gjør at en vannforekomst oppfyller visse klassifiseringskrav er et faglig utviklingsarbeid som nå pågår innenfor EU-/EØS-området. Norske myndigheter har karakterisert mange regulerte vassdrag som kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Statusen avgjøres i vannregionutvalget. For SMVF vil målet godt økologisk potensiale (GØP) gjelde. Det er likevel mulig å ønske framtidig god økologisk tilstand (dersom en vilkårsrevisjon er aktuell). For å oppnå målet GØP må alle realistiske avbøtende tiltak være gjennomført. Unntatt er tiltak som går sterkt utover samfunnsnyten til tiltaket eller er uforholdsmessig kostbare.

Miljømålene for vannforekomstene bestemmes i en omfattende planprosess i vannforvaltningsplaner for vannregionene. Det er sektormyndighetene som gjennom sine vedtak etter sektorlovgivningen, bl.a. vannressursloven, vassdragsreguleringsloven og vilkårsbestemmelser i konsesjonene, lakse- og innlandsfiskeloven, forurensningsloven og plan- og bygningsloven mfl.,

som til slutt bestemmer hva som blir gjennomført av tiltak. Miljømålene i vannforvaltningsplanene vil være sentrale for vurderingene som gjøres i saksbehandlingen.

For enkelte vannforekomster som er regulert til kraftformål, vil bestemmelser rundt magasinenes manøvrering og minstevannføring på fraførte strekninger være ønskelige tiltak som kan kreves iverksatt for å oppnå miljømålet. Krav om dette behandles av NVE og OED i vilkårsrevisjoner etter vassdragsreguleringsloven.

2. Avbøtende tiltak i magasiner

2.1. Lister over ulike tiltak mot effekten av reguleringer

For å kunne komme fram til et velegnet program for avbøtende tiltak krever vanddirektivet at man vurderer alle kjente tiltak og alle ulike metoder for å forsøke å gjenopprette naturtilstanden. Denne oppgaven er svært omfattende. For å hjelpe saksbehandleren har forvaltningen laget sjekk-lister som kan anvendes i vurdering i hvert regulert vassdrag ("generic lists of measures"). I Norge ble dette arbeidet påbegynt med et tabellarisk oppsett over alle kjente tiltak som har blitt utprøvd i regulerte vassdrag (Glover, 2006, gjengitt her som Anneks 3).

Tiltakene er delt inn i en tabell for magasiner (M1- M5) og en tabell for elver og bekker (E1- E8). Den siste har også en underinndeling som viser om tiltaket utføres i den aktuelle forekomsten eller utenfor (f.eks. oppstrøms eller nedstrøms). Deretter er de ulike tiltakene gruppert i tiltaks-grupper som hører naturlig sammen (utsettinger, terskler, vannstandsrestriksjoner osv.). I de etterfølgende kapitlene vil vi diskutere hver av de tiltaksgruppene som har særlig relevans og aktualitet i dag. Enkelte mindre aktuelle eller svært lite utbredte grupper av tiltak blir ikke diskutert. Nummersystemet er opprettholdt for å kunne henvise til de opprinnelige tabellene i Anneks 3.

I den etterfølgende diskusjonen om hvert tiltak har vi forsøkt å generalisere hvordan tiltakene virker i en videre sammenheng, og også hvor egnet de er. Hovedhensikten er å kunne gi en generell oppsummering av dagens kunnskap og å gi råd om hvordan de ulike tiltakene skal vekt-legges i en tiltaksanalyse for regulerte vassdrag.

2.2. M1 og E1 Fiskeutsetting/utfisking

Forvaltning av fiskebestander i reguleringsmagasiner har i stor grad vært orientert om å sikre antall fisk, dvs. rekrutteringen, og i mindre grad vært opptatt av selve fiskeproduksjonen, dvs. næringsgrunnlaget. Utsetting av aure har derfor vært det dominerende tiltaket, selv om det ofte ikke er dokumentert at regulering har ført til redusert rekruttering.

Begrunnelsen for å sette ut fisk er å styrke rekrutteringen der den naturlige rekrutteringen av en eller annen grunn ikke anses som tilstrekkelig. I forbindelse med regulering av innsjøer vil en dam i utløpet forhindre gyting i utløpselv og potensielt redusere rekrutteringen. Samtidig vil vannspeilet innenfor dammen få endret areal og endret produksjon av næringsdyr, avhengig av type regulering og bassengform. Samtidig skal den genetiske strukturen opprettholdes og det skal verken innføres patogene organismer eller nye fiskearter til vassdragene i forbindelse med fiskeutsettinger. Sykdomskontroll, bruk av stedegen fisk og soner for utsetting er forvaltnings-bestemmelser som skal ivareta dette.

Drift av fiskebestander i reguleringsmagasiner har som hovedutfordring å ha en bestand som er tilpasset magasinets produksjon av næringsdyr. På den ene siden må det være et rimelig antall fisk tilstede slik at næringsdyrene kan utnyttes, mens det på den andre siden ikke må være for tett bestand i forhold til næringsgrunnlaget for at fiskens kvalitet skal ivaretas. Det er ikke gitt at rekrutteringen etter regulering er en begrensende faktor selv om gyting ikke lenger kan skje i utløpselv.

For å ivareta god utnyttelse av næringsdyr og ikke minst fiskens kvalitet, er det helt avgjørende å ha en totalrekruttering som er i balanse med magasinets produksjon av næringsdyr og tilgjengelig habitat. I utgangspunktet bør det fokuseres på muligheten for å opprettholde eller øke den naturlige reproduksjonen, og det bør bare unntaksvis foretas utsetting av fisk i magasiner. Fokus bør rettes mot magasinets produksjonskapasitet når det gjelder næringsdyr. Hvor mange rekrutter magasinet "trenger" avhenger av målet og hvordan bestandene driftes. Vanddirektivet fokuserer på god økologisk tilstand med naturtilstanden som hovedmål, og i SMVF-vassdrag skal det være godt økologisk potensiale. Dette kan komme i konflikt med ensidig ønske om maksimal produksjon av aure, idet naturtilstanden i prinsippet skal ivareta alle fiskearter. Et overdrevent fokus på tiltak rettet mot én bestemt art kan forstyrre den naturlige balansen mellom alle naturlige arter i de biologiske kvalitetselementer som vanddirektivet krever overvåket. Uansett vil det være vanddirektivet som vil være bestemmende for hvordan økologisk tilstand i bred forstand måles.

I forvaltningssammenheng bør målekriterier som fiskens vekst, kvalitet, aldersstruktur og fangst-utbytte legges til grunn når magasinets tilstand skal evalueres, utsetting skal avgjøres eller pålegg eventuelt skal endres. Dette bør gjennomføres på rent faglig grunnlag hvert 3-5 år, uavhengig av regulant, grunneiere og forvaltning. Det faglige grunnlaget bør deretter inngå som en del av en totalvurdering, der driftsmål, lokal forvaltning og ønsker må inngå.

Utsetting av fisk har lange tradisjoner i norsk fiskeforvaltning (Kultiveringsutvalget 1991). Utsettinger har vært benyttet i mange sammenhenger og til ulike formål og ikke bare som avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. Når dette benyttes som tiltak i forbindelse med vassdragsreguleringer, så gjøres det for å oppnå bedre avkastning av fisk, enten det er i magasiner eller i elv. I sammenheng med vanddirektivet sees dette i sammenheng med å oppnå god økologisk tilstand eller i SMVF-vassdrag for å oppnå godt økologisk potensiale.

Målsettinger er:

- øke avkastningen av fangbar fisk
- øke produksjonen av fisk
- kompensere for skader knyttet til inngrep i vassdrag
- reetablere en bestand som har vært borte som følge av antropogen påvirkning

Utsetting av fisk gjøres for laks og aure og det benyttes rogn (rognplanting), plommesekkengel, startforet yngel, årsunger, settefisk og smolt. Utsettingene gjøres for å styrke den naturlige rekrutteringen, der utsatt fisk skal inngå i produksjonen av fangbar fisk på lik linje med den fisken som er naturlig rekruttert i vassdraget.

Generelt finnes det lite kunnskap om effekter og nytte av utsettinger av laks og aure i regulerte vassdrag, spesielt gjelder det utsettinger av énsomrige settefisk i elv (Saltveit 1998, 2003, 2006, Fjellheim og Johnsen 2001). Mye av årsaken til dette er at livssyklus hos laks omfatter flere år på elv og i sjøen. Langsiktige studier er derfor nødvendig, men få slike er gjennomført. Mer kunnskap finnes om effektene av smoltutsetting av laks (Hansen og Jonsson 1989 a, b). Som nevnt må tiltak iverksettes og konsentreres om de forhold som virker begrensende på fiskeproduksjonen. Dersom naturlig reproduksjon ikke er den begrensende faktor for produksjon av fisk, er heller ikke utsetting av fisk påkrevet. Bare redusert produksjon av yngel som skyldes

forhold som påvirker gyting, eggutvikling og klekking kan det kompenseres for gjennom utsetting i selve elva.

Forutsetning for suksess: Uttaket av fangbar fisk begrenses av naturlig reproduksjon.

Tabell 1 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for utsetting av fisk som tiltak

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|---|---|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Utsetting av fisk - Fiskeunger - Eldre årsklasser | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Øke utbytte av fangbar fisk ▪ Opprettholde genetisk struktur ▪ Ikke tilføre patogene organismer | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Naturlig rekruttering må være begrensende faktor ▪ Ikke nærings- og habitatbegrensning ▪ Stedegen stamfisk ▪ Opprettholde den naturlige rekrutteringen ▪ Sykdomskontroll | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fiskens vekst ▪ Fiskens kvalitet ▪ Aldersstruktur ▪ Fangstutbytte |

Utsetting kan øke rekrutteringen av laks og gi økt avkastning, men bare så sant stamfisk tas fra en overtallig gytebestand og fisken settes ut på strekninger uten naturlig rekruttering eller som smolt. Hvis gytebestanden er begrenset, vil uttak av stamfisk i seg selv redusere naturlig reproduksjon, og utsetting vil da ikke ha positiv effekt selv om fisk ble satt ut på en ikke anadrom strekning.

Felles for flere utsettinger der målsettingen ikke er nådd, som i Lærdalselva, Aurlandselva, Teigdalselva og Suldalslågen, er at det før utsetting ikke var foretatt en tilstrekkelig vurdering av behovet. Det var heller ingen informasjon om disse elvenes "bæreevne".

Hovedhensikten med utsettinger i f.eks. Suldalslågen var i utgangspunktet å øke avkastningen av voksen laks, men tiltaket har ikke svart til forventningene. I de undersøkelsene som fulgte etter at utsettingene var igangsatt, er det angitt at reproduksjonen ikke var begrensende faktor for fiskebestandens størrelse. Dette understøttes også av at utsatt fettfinneklippet laks bidrar de fleste år til mindre enn 10 % av fangstene (antall) i Suldalslågen. Enkelte år har fangstene av utsatt fisk bare utgjort 3 % av villaksfangsten. Vurderes utsettingene i forhold til den mengde fisk som er satt ut hvert år, må også resultatet betegnes som dårlig ut fra målsettingen om å øke avkastningen av voksen laks.

2.3. M2 Vannstandsrestriksjoner

Mange store reguleringsmagasiner kommer i konflikt med interesser knyttet til landskap, friluftsliv, reiseliv og bruk av båter, fiske osv. på grunn av de store vannstandsvariasjonene som reguleringen nødvendigvis innebærer. Nedtapping om vinteren er mindre problematisk enn om sommeren, men likevel en ulempe for fisk og for trekk for villrein og andre aktiviteter på isen. Et forslag som ofte reises er å innføre restriksjoner på nedtapping av magasiner i enkelte perioder av året eller prioritere oppfylling av magasinet til en bestemt vannstand innen en avtalt sommerdato. Magasinene skal opprettholde de ytterste grensene satt i konsesjonen, LRV og HRV, men regulanten kan bli pålagt restriksjoner i fri bruk av hele magasinet fullt ut i visse årstider.

Slike tiltak sorterer under begrepet vannstandsrestriksjoner og kan ta mange ulike former og benyttes til ulike årstider. Målsettingen er normalt å:

- ivareta landskapsestetiske hensyn
- imøtekomme ønsker for andre brukere (hytte- og båteiere, turistnæringen)
- ivareta biologisk produksjon

Regulering av magasiner innebærer påvirkning av invertebrater og fisk på fire nivåer:

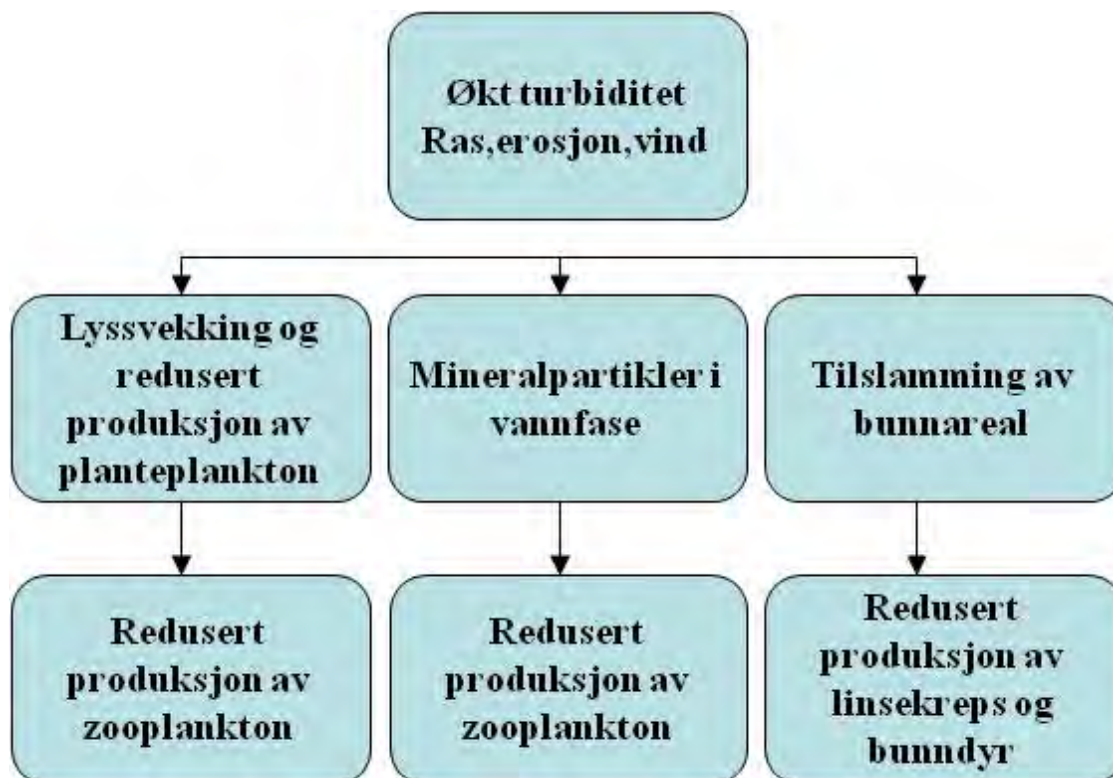
- erosjon og substratendringer i strandsonen
- virkning av reguleringshøyde
- virkning av fyllingsmønster
- eventuelt redusert siktedyp

Disse nivåene går delvis over i hverandre, og de kan være vanskelig å skille. Det er imidlertid enkelte undersøkelser som viser de isolerte effektene av siktedyp, reguleringshøyde og fyllingsmønster. Vi skal i denne sammenheng konsentrere oss om selve fyllingsmønsteret, der også siktedyp ofte inngår som faktor.

Den planktoniske næringskjeden blir spesielt påvirket av redusert siktedyp. Dersom det skjer sommersenkning eller sen oppfylling, er erfaringen at det kan skje ras og vindeksponering, noe som sjeldnere skjer under isen ved tapping vinterstid. Et eventuelt redusert siktedyp vinterstid vil heller ikke ha samme negative effekt på produksjon av zooplankton og næringskjeden.

Tabell 2 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for magasinrestriksjoner som tiltak

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|---|--|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fyllingskrav, prioritert bruk av smeltevann ▪ Dato for vårfylling til definert kotehøyde ▪ Krav til min. vannstand i biologisk produksjonssesong ("sommer LRV") ▪ Redusere magasin-fylling for flom-kontroll | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Ivareta fiskeproduksjon i reguleringssonen ▪ Ivareta biologisk produksjon i reguleringssonen og de frie vannmasser ▪ Ivareta fjellandskap og estetiske hensyn ▪ Opprettholde magasinets totale produktive areal og volum ▪ Hindre redusert siktedyp ▪ Redusere skadeflommer | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Balanse mellom næringsdyr i strandsonen og fisketetthet ▪ Regularitet i fyllingsmønster ▪ Vårfylling relateres til foregående høst-vannstand (skjoldkreps) ▪ Jevn vannstand gjennom biologisk produksjonssesong ▪ Ikke redusert siktedyp | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fiskens vekst ▪ Fiskens kvalitet ▪ Forekomst av indikatororganismer for fylling uavhengig av regulerings høyde ▪ Skjoldkreps ▪ Linsekreps ▪ Indikatororganismer for godt siktedyp (<i>Bythotrephes longimanus</i>, <i>Daphnia spp.</i>) ▪ Produksjonstap fra simuleringer med/uten krav ▪ Simulering av skadeflommer nedstrøms |



Figur 1 Redusert siktedyp ved lav sommervannstand/ sen fylling

Tabell 3 Mulige abiotiske faktorer, forventet biologisk respons og biotiske prosesser forårsaket av sommersenkning som forekommer sjelden

| Abiotisk effekt | Prosess og forventning |
|--|--|
| Erosjon/ras* | Substratendring og substratforflytning gjennom mekanisk effekt. Avhengig av substrattypen, bølgeslag og strandprofil. Bunnlevende organismer, planter og dyr. <i>Forventning:</i> Mekanisk endring av reguleringssonen, deponering under LRV. Løsligelse av makrofytter. Redusert overlevelse for bunndyr. |
| Mineralpartikkeltransport | Mineralpartikler i vannfase. Kompliserte virkninger, men relatert til slipeeffekt hos bunndyr og fisk og næringsopptak hos filtrerende bunndyr og zooplankton. Form, størrelse og mengde av stor betydning. <i>Forventning:</i> Kan redusere overlevelse hos fisk og bunndyr. Reduserer næringsopptak hos filtrerende organismer og svevekapasitet hos zooplankton. |
| Allokton partikkeltransport | Relatert til ekstern tilførsel av næringspartikler, vesentlig terrestrisk plantemateriale. <i>Forventning:</i> Direkte positiv effekt på detritus- og bakteriespisende organismer, indirekte positiv effekt på sekundærkonsumenter. Positiv langtidseffekt i dypvannsområder. |
| Sedimentasjon | Endring/forflytning av habitat dominert av sedimentert masse. Begraver etablerte samfunn, primært littoral vannvegetasjon og fauna med liten egenbevegelse, øker profundal sedimentasjon. Skaper nye arealer som besettes gjennom suksesjon. Substratendring avhengig av partikulært materiale. <i>Forventning:</i> Øker arealet av områder i tidlige suksesjonstrinn. |
| Oppløste salter | Knyttet til erosjon, allokton partikkeltransport og bunntype. Økt primærproduksjon. <i>Forventning:</i> Økt primærproduksjon for fytoplankton. |
| Lysvekking* | Knyttet til partikkelinnhold. Gir endret lysregime for primærprodusenter. Endrer plantesamfunn, bunnfast vegetasjon og planktonsamfunn. <i>Forventning:</i> Redusert produksjon av fytoplankton og strandvegetasjon. Økt forekomst av lysømfintlige arter og av flytebladvegetasjon. |
| Totalt vanndekket areal, totalt vanddyb* | Senking av magasiner gir redusert vanndekket areal. Avhengig av innsjø morfometri og hypografisk kurve. Reduserer mengden av (mikro-)habitat, delvis med funksjon som refugier. Mindre vanndekket areal gir økt relativ tetthet av organismer. <i>Forventning:</i> Redusert vanndekket areal reduserer det produktive arealet/volumet og øker effekten av tetthetsavhengige parametre. Fravær av refugier gir økt dødelighet. |

* Antatt spesielt viktig med tanke på lav sommervannstand

En rekke næringsdyr for aure, f.eks. marflo og vårfluelarver, har tilhold i strandsonen og får lavere forekomst eller kan nær utebli ved reguleringer (Grimås 1962, Aass 1969). Dette er tilfeller der magasiner utsettes for helt regelmessig manøvrering år etter år, og der magasinet fylles opp på vår/forsommer og med tapping om vinteren. Disse er næringsdyr som får redusert forekomst pga. regulerings høyden. Skjoldkreps er imidlertid til stede selv ved store regulerings høyder, men er mer avhengig av fyllingsgrad og manøvrering. Skjoldkreps er derfor både et viktig næringsdyr i reguleringsmagasiner, selv ved store regulerings høyder, og en indikatorart for selve fyllingsmønsteret. Vi skal se nærmere på nettopp skjoldkreps som indikatorart for magasin-fylling.

Skjoldkrepsen gjennomfører livssyklusen på ett år. Eggene legges på grunt vann om høsten og klekker når isen går neste vår. Flere ungestadier lever som plankton, før de blir bunnlevende (Borgstrøm og Larsson 1974). Skjoldkreps spiser primært dødt organisk materiale, men er også

rapportert å ta zooplankton i form av *Daphnia*, copepoder og bentiske organismer (Christoffersen 2001, Jeppesen 2001).

Skjoldkreps regnes sammen med marflo og linsekreps som svært viktige næringsdyr for fisk i høyfjellet. De er store og, spesielt skjoldkreps, kan være viktige i magasiner med stor reguleringshøyde. Klekkesuksess hos skjoldkreps blir berørt i magasiner der sommervannstanden er lavere enn høstvannstanden foregående høst, eller der vannstanden fylles sent opp på forsommeren, se Figur 2.

Figur 2 Magasinets vannstand innvirker på klekking av skjoldkreps



Det er viktig å merke seg at skjoldkrepsegg legges på grunt vann om høsten (Borgstrøm 1970, 1973 a, Brabrand og Saltveit, 1980). I reguleringsmagasiner betyr det at egg legges i reguleringssonen og blir liggende på tørt land når vannstanden synker, se Figur 2. Skjoldkrepsegg tåler frost og tørke (Aass 1969). I Stolsmagasinet fant Borgstrøm (1975) egg i øvre del av reguleringssonen på våren mens magasinet fremdeles var nedtappet 2,5 m, mens det samtidig ble funnet skjoldkreps i grunne dammer i reguleringssonen like under høyeste regulerte vannstand (Borgstrøm 1970). Dette viser at egg blir lagt fra grunt vann og ned til minst 2,5 meters dyp. Her ble da også eggbærende hunner av skjoldkreps funnet i størst tetthet på 5-6 meters dyp, noe som samsvarer med de dyp der det ble funnet egg. Det ble funnet eggbærende hunner også på dypere vann, ned til 10 m i Buvatn (del av Stolsmagasinet) og ned til 28 m i Steinbusjøen (Borgstrøm 1970). Samlet sett er det allikevel overveiende sannsynlig at den største mengden egg av skjoldkreps blir lagt fra strandkanten og noen få meter ned.

Det kritiske for skjoldkreps er selvsagt at vannet må nå opp til det nivået der eggene ligger, som altså er definert av høstvannstanden da eggene ble lagt. Dette må skje så tidlig at skjoldkreps rekker å gjennomføre livssyklus i løpet av sommer og høst.

Det er funnet sammenheng mellom forekomst av skjoldkreps som næring for aure og tidspunkt for fylling av magasinet (Borgstrøm 1973, 1975, 1979, 1979, Brabrand 2010). Fylling av magasinet er i denne sammenheng ikke relatert til HRV, men til vannstanden i magasinet under egglegging foregående høst. Den beste sammenhengen ble funnet dersom magasinet var fylt opp innen 15. juli til minst 5 m lavere enn høstvannstanden året før. Dette betyr at dersom fylling til dette nivået skjer senere enn 15. juli, er det stor sannsynlighet for at skjoldkrepsbestanden blir utsatt for betydelig reduksjon eller uteblir som næring for aure.

Undersøkelser tyder på at skjoldkreps trenger 2-3 år for å bygge opp bestanden til et nivå der den på ny kan inngå som næring for aure (Brabrand 2010). Det betyr at dersom det skjer ugunstig fylling "for" ofte, dvs. hvert 3-5 år, vil skjoldkreps ikke rekke å bygge opp bestanden mellom ugunstige år. I slike magasiner vil skjoldkreps ikke kunne medregnes som næringsdyr for aure. Dette er forventet fordi skjoldkreps har én generasjon i året, legger forholdsvis få egg og i tillegg er utsatt for nedbeiting fra fisk også før egglegging.

2.4. M3 Kunstige terskelbassenger

Det finnes så langt bare et par eksempler på terskelbassenger bygget i magasiner i Norge. Derimot har det blitt utført mye planlegging, undersøkelser og debatt rundt forslaget om å bygge et slikt basseng i den øvre enden av Pålsumagasinet i Numedalen. Hovedhensikten har vært å sørge for en lavere belastning (mindre vannstandsendringer) på littoralsonen i deler av magasinet. Det finnes to hovedtyper av slike bassenger; bassenger som er helt avsnørt fra hovedmagasinet der effekt kun vil oppnås i det avsnørte bassenget, og bassenger som er i kontakt med hovedbassenget.

Tabell 4 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for terskelbassenger som tiltak i magasiner

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|--|---|---|--|
| M3 kunstige terskelbassenger I kontakt med hovedbasseng via over-svømmelse av terskelen | Opprettholde en "naturlig" littoralsonen i deler av magasinet Opprettholde biologisk mangfold, sikre produksjon av fisk, bunndyr og flora Mer naturlig våtmarks-preg i landskapet | Hovedmagasinet fylles og overtopper terskelen regelmessig for å opprettholde biologisk kontakt for fisk | Parametrene fisk, bunndyr, makrofytter Allmenn aksept Allmennhetens opplevelse |

2.5. M4 og M5 Habitatjusteringer og kalking

Habitatjusteringer i magasiner (M4) er sjeldne og oftest steds spesifikk og kan ikke generaliseres. Tiltak som rettes mot å endre på vannets naturlige, kjemiske sammensetning og variasjon (M5) har kun indirekte relevans for vassdrag som er regulert til vannkraftformål. Det er ikke dammer

eller vannkraftstasjoner i seg selv som endrer vannkjemien, men overføring av vann fra ett vassdrag til et annet, endring i den biologiske omsetningen i innsjøer som omdannes til reguleringsmagasiner, endringer i bunnsedimenter osv.

Slike eksempler er så spesielle at det ikke kan lages generelle målsettinger eller avbøtende tiltak. Hvert tilfelle må analyseres for seg og avbøtende tiltak må være skreddersydd de lokale forholdene. Suksesskriterier kan dermed defineres avhengig av den vannkjemiske endringen man sikter mot, og oppfølging er ofte enklere når bestemte målsettinger kan kvantifiseres (f.eks. pH-verdi eller Raddum-indekser i forsurete vassdrag).

3. Avbøtende tiltak i elver

3.1. Generelt for elver

I motsetning til magasiner kan det i elver innføres tiltak som er langt fra de vannforekomstene som er direkte påvirket av reguleringer. Dette gjelder både oppstrøms og nedstrøms, f.eks. kan høyfjellsmagasiner brukes for å regulere elven nedstrøms. Vandringshindre nedstrøms kan også påvirke fiskebestander oppover i vassdraget.

Den første gruppen, E1 utsetting av fisk, skiller seg lite fra liknende utsettingstiltak i magasiner og er dermed dekket av forutgående diskusjon under 2.1. De neste tiltaksgruppene tas opp hver for seg nedenfor.

3.2. E2 Fiskepassasjer

Den vanligste formen for fiskepassasje i Norge er fisketrappet designet for vandring forbi et vandringshinder. I tillegg til egen vandring skjer det flytting av voksen fisk forbi vandringshinderet. De fleste trappene er konstruert for å gi sikker oppvandring i forbindelse med gyting hos laks og aure. I innlandsvassdrag vil næringsvandring komme i tillegg til gytevandringer, og her gjelder både opp- og nedvandring hos aure, harr og andre arter. Nedvandring gjennom vandringshinder er problematisk for flere arter og forbundet med stor dødelighet. Det er bl.a. en utfordring å sikre nedvandring av stor ål på vei til havet (Thorstad mfl. 2010, se pkt. 3.3.2 og 4.5.5).

Halvparten av eksisterende fisketrappet i Norge fungerer dårlig (Anon 1990). Plassering av inngangen og vannføringen i trappen i forhold til restvannføringen er viktig. Forsøk med radiomerket laks viser at fisken ofte har problemer med å finne åpningen til fisketrappen (Karppinen mfl. 2002, Laine mfl. 2002) eller at laksen ikke passerer hele trappen, men snur og vandrer ned igjen (Webb 1990, Rivinoja mfl. 2001). Lokal plassering og fysiske forhold, vannføring og vannhastigheter i trappa og vannføring over demningen er viktige faktorer for oppvandrende laks (Laine mfl. 2002, Larinier mfl. 2005, Lundqvist mfl. 2008). Det er sannsynlig at sen oppvandring gir lavere gytesuksess. Forsinkelser i oppvandringen kan også skape konflikter i organisering av sportsfiske ved at laksen ankommer elva sent i fiskesesongen.

Trappene kan endre bestandene, f.eks. ved å favorisere smålaks i et storlaksvassdrag. Av oppvandrende laks i fisketrappen i Sjurhaugsfoss i Lærdal, var så mange som 90 % 1-sjøvinter laks mindre enn 3 kg. I Lærdalselva er de fleste 1-sjøvinter laks hannfisk (80 %). Effekten av trappen for å øke den naturlige reproduksjonen var derfor begrenset grunnet mangel på hannfisk (Saltveit 1993). Trapper kan også øke sannsynligheten for å spre sykdom (eks. *Gyrodactylus salaris*) og rømt oppdrettslaks.

Tabell 5 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for fisketrappet som tiltak

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for | Målekriterier |
|--------|------------|------------------|---------------|
|--------|------------|------------------|---------------|

| | | suksess | |
|---|--|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gytevandring oppstrøms (voksen fisk) ▪ Å lette småfiskens tilgang til nye deler av elven | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Tilstedeværelse av fisk oppstrøms (elvens kontinuitet) ▪ Økt fiske oppstrøms ▪ Økt rekruttering ▪ Større totalbestand | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Minstevann slippes i trappen ▪ Trappen brukes ▪ Gytesubstrat oppstrøms ▪ Vanndekket gyteområde ▪ Habitat for småfisk | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Antall passeringer ▪ Gytegroper oppstrøms ▪ Økt ungfisktetthet oppstrøms ▪ Økt fangst oppstrøms ▪ Økt totalfangst |

3.3. E3 Endret oppstrøms tappestrategi

3.3.1. Sesong- og døgnmessig tappevariasjon

Felles for denne gruppen er at tiltakene innføres oppstrøms, ofte fjernt fra der man ønsker å oppnå en biologisk effekt. Tiltakene vil påvirke økologien gjennom endringer i tidspunkt for og sted hvor vannet tappes fra magasiner oppstrøms, eller gjennom utforming eller plassering av inntakene som drar vannet ut for å forsyne kraftverk og elvene nedstrøms. I enkelte tilfeller er det snakk om nye betingelser knyttet til selve manøvreringsreglementet i konsesjonen, eller i hvert fall en endring av tappemønsteret. Slike endringer kan bare innføres som resultat av en vilkårsrevisjon, noe som allerede er igangsatt for flere regulerte vassdrag i Norge.

Fordelingen av vannet over året kan endres, dvs. at man manipulerer vannføringsprofilen. For eksempel kan vannet "forskyves" til sommeren til fordel for lakseoppgangen, slik som i Numedalslågen.

Tabell 6 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for endret tappestrategi som tiltak

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|-------------------------|---|---|----------------------|
| E3 Endret tappestrategi | Simulere en naturlig variasjon i hydrologiske forhold nedstrøms og dermed sørge for vandring opp- og nedover, gode vekstforhold | Tilstrekkelig stort våtareal for stedegne fiskestammer til enhver tid | Drivtelling av fisk |

3.3.2. To eller flere høyder for vannuttak fra et magasin

Av tekniske grunner ligger vanninntaket i de fleste reguleringsmagasiner noen meter under LRV. Dette er nødvendig for å kunne tappe tilstrekkelig vann uten innblanding av luft når magasinet

ligger ved eller rett i overkant av LRV. Om vinteren vil temperatursjiktningen i et slikt magasin føre til at elvevannet nedenfor kraftverket har høyere vanntemperatur om vinteren enn før reguleringen. Under perioder med temperatursjiktning om sommeren kan det samme fenomenet føre til at temperaturen i elva nedstrøms vil være lavere enn normalt om sommeren, med de konsekvenser det medfører. Problemet med å trekke vann ut av de ulike vannlag under et sjiktet magasin er godt kjent fra drikkevannmagasiner i utlandet. Flere av disse har derfor flere inntak plassert i ulike nivåer, for alltid å kunne trekke ut vann fra et lag noen få meter under overflaten.

I Norge er det få magasiner med to inntak bygget på ulike høyder. Ett av unntakene er Altdammen som kan tappe Virdnejávri-magasinet fra ulike nivåer, alt etter behov for vann av en viss temperatur. Slike magasiner åpner opp for bruk av de ulike inntakene alt ettersom hvordan man ønsker å styre temperaturen i tappevannet i elva nedenfor. Ettersom denne muligheten bare finnes i svært få magasiner i Norge, blir dette forholdet ikke diskutert nærmere her.

3.3.3. Endret posisjonering/ geometri ved inntaket til kraftverk og flomluker

Mange fiskearters livssyklus omfatter vandrende stadier, og vandring har flere formål. I norske elver er det laks, aure, harr, røye og ål som i særlig grad vandrer langs elvestrenger og påvirkes av utformingen av inntak og utløp i forbindelse med vannkraftanlegg. Oppstrøms migrasjon hindres av dammer. For smolt vil inntaket til kraftstasjonen være en hindring. Avhengig av utforming av vannveiene og turbinene, er dødeligheten ofte svært høy for fisk som ledes gjennom kraftverket ved nedvandring. Spørsmål knyttet til fiskevandring i tilknytning til vannkraft har lenge fokusert på oppvandring, og det er kun i de senere år man har åpnet øynene for viktigheten av tiltak for å øke nedvandringssuksessen hos vandrende fisk i regulerte vassdrag. Spesielt gjelder dette for ål, der det er påvist svært stor dødelighet i forbindelse med utvandring til havet (Thorstad mfl. 2010).

Vandring oppover vassdrag diskuteres under E2 Fisketrappet. Diskusjonen burde også omfattet tiltak som reduserer dødeligheten for fisk som vandrer nedover. Foreløpig lar vi slike tiltak fortsette å sortere under E3, fordi tiltakene ofte medfører fysiske endringer eller tilleggs-konstruksjoner foran et kraftverksinntak. Det kan dreie seg om gunstigere plassering og utforming av inntak og flomluker i dammen eller kraftverket. Dette problemet kan løses på flere måter. Det kan bygges vannveier og turbiner på en måte som reduserer dødeligheten for passerende fisk ved å lede fisk ned det opprinnelige elveleiet eller nedover en kunstig tapperenne som kan bygges i forbindelse med dammen.

Mye kan gjøres ved å ta hensyn til smoltutvandring under planlegging av inntaket og flomlukene, men på eksisterende anlegg er det begrenset hvor omfattende fysiske endringer man kan gjøre. Endringer i inntaksutforming må vurderes spesifikt for hvert sted. Derimot kan en fornuftig tappeprosedyre under smoltutvandringssesongen være en effektiv metode for å redusere smoltdødeligheten. Tiltak ved eksisterende anlegg som har blitt utprøvd, er å skremme fisken bort fra kraftverksinntaket, enten med hjelp av gitter mot større fisk, luftgardiner eller strobelys.

3.4. E4 Pålagt konstant minstevannføring

3.4.1. Definisjon av begrepet minstevannføring

”Minstevannføring” er et begrep som ofte brukes for å beskrive et pålagt slipp av en konstant minimumsvannføring for å opprettholde et vannspeil eller ivareta økologiske verdier i en elvestrekning som er fratatt vann. Begrepet benyttes oftest for å beskrive et konkret vilkår i konsesjonen, som f.eks. at man alltid skal opprettholde en bestemt minimumsverdi for vannføringen nedenfor dammen. Det foreligger nå bedre kunnskap om økologisk respons ved konstant lave vannføringer. Bruken av denne kunnskapen bør derfor benyttes ved pålegg om lave vannføringer.

Med en gang det snakkes om variasjon i tappevannføringen bør man gå bort fra bruken av begrepet minstevannføring. Dette fordi vannføringen ikke lenger har karakter av en konstant minimumsverdi, men heller karakter av en miljøtilpasset variasjon i vannføring avhengig av biologiske behov. Alternativt er intensjonen bare å gjenspeile de naturlige sesongmessige og klimatiske *variasjoner* som vassdraget hadde før reguleringen ble innført. Begrepet minstevannføring kan da virke misvisende, fordi hele poenget er at vannføringen ikke lenger er en konstant minimumsverdi. Vi bruker derfor begrepet ”miljøbasert vannføring” (forkortet MBV). MBV blir diskutert senere under E5.

Vassdragsteknisk kan man definere elvestrekninger med pålagt minimumsvannføring i to hovedtyper:

- **Type A:** Elvestrekninger som er fratatt vann for utnyttelse til kraftproduksjon. Det gjelder bare strekninger nedenfor en dam/ et inntak som fratas betydelige vannmengder fra vassdraget nedenfor. Strekingen opphører der vannet føres tilbake til elva fra en kraftstasjon. For takrenneprosjekter er hele vassdraget berørt nedenfor inntaket og helt ut til havet.
- **Type B:** Elvestrekninger der fallet ikke utnyttes til kraftproduksjon, men som er påvirket av oppstrøms reguleringer eller effektkjøring av kraftverk ovenfor. Typisk finner man slike strekninger nedenfor store reguleringsmagasiner, som reduserer nedstrøms vannføring under oppfyllingsperioder. I slike strekninger blir minstevannføring pålagt for å opprettholde konstant minimumsvannføring, mens magasinet eller døgnpendlingsbassenget fylles opp.

Det er vesentlige forskjeller i de økonomiske rammebetingelsene for type A og B. Type A krever nøye avveininger av vannføringspålegget, fordi et høyere pålegg vil medføre betydelig tap i vannkraftproduksjonen. Type B kan derimot ha større rom for høyere pålegg, fordi produksjonstapet vil bli betydelig lavere. Det er bare fleksibiliteten i reguleringen som har blitt begrenset av et høyere pålegg om minimumsvannføring. Vi diskuterer dette videre under Kapittel 4 (økonomi). Sett fra et økologisk standpunkt vil begge typer kunne diskuteres videre under ett.

Nyere kunnskap om regulerte vassdrag indikerer at konstant vannføring på et lavt nivå ikke er optimalt for opprettholdelse av en rik akvatisk økologi. Dermed kan ikke den formelle oppfyllelsen av et slikt pålegg indikere suksess i å oppnå økologiske målsettinger. Slike pålegg er som regel imøtesett fullt ut av regulanten, mens økologiske målsettinger sjeldent er oppnådd uten

at flere tiltak er gjennomført i samme elvestrekning (minstevann kombinert med terskelbygging, habitatforbedring osv.).

Minstevannføringens virkning på fisk er imidlertid også nært knyttet til temperaturen i elvevannet. For å få en sikrere naturlig rekruttering av laks i sommerkalde, regulerte elver er det i Aurlandselva gjennomført kontrollerte forsøk med redusert sommervannføring for å sikre høyere temperatur for klekking av laks (Hellen mfl. 2004). Dette har gitt økt tetthet av presmolt og sikrere rekruttering av laksunger i elva.

Klargjøring av målsettinger

I nyere tid har hensikten med fastsetting av en bestemt minstevannføring ofte vært å sikre fiskeressursene, men i de fleste tilfeller har man ikke undersøkt hva som gir den optimale løsningen gitt de økonomiske begrensninger som stiller en begrenset mengde vann til disposisjon (Type A) og uten merkbare innskrenkninger på driftsflexibilitet (Type B). Tradisjonelt har interesser for anadrome fiskestammer vært førende, men nå stiller vannforskriften helt andre krav med egne regler og systematiske metoder for måling av økologisk tilstand.

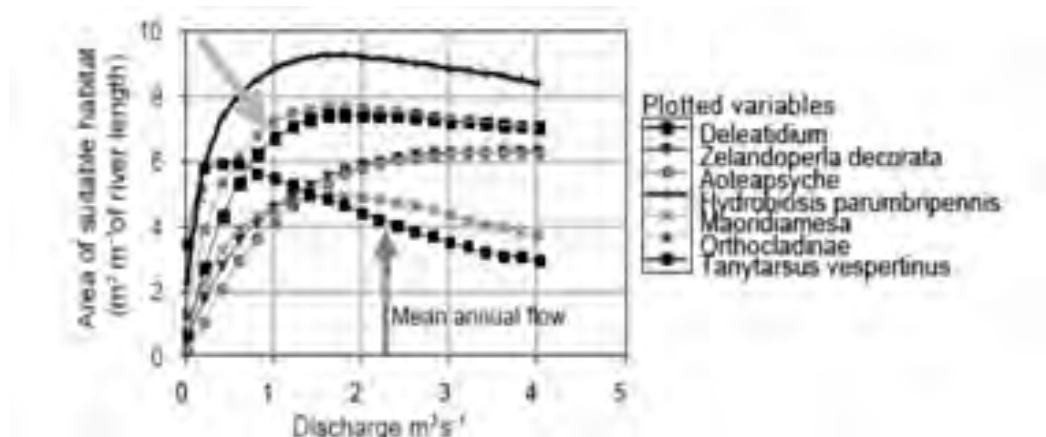
For å kunne måle suksess med et bestemt tiltak må man først stille spørsmålet: "Hvilke økologiske verdier eller arter skal man sikre?" Vannforskriftens krav om mest mulig naturlig tilstand er ikke den samme som størst mulig fangst av villaks, og disse to krav kan ofte vise seg å være i strid med hverandre. De optimale vannføringer for ett formål vil kunne være annerledes enn for et annet formål, eller vil kunne tilpasse forholdene for én art på bekostning av en annen (se Dokkas reguleringsvilkår).

Det er veldokumentert at det er visse sammenhenger mellom bestandsstørrelser og vanddekket areal i elv (forutsatt en naturlig sesongmessig variasjon). Det må dermed forventes reduserte bestander ved en kraftig reduksjon i vannføringen. Men mengde fisk er ikke en primær målsetting under den nye vannforskriften, selv om størst mengde fangbar laks tidligere har vært målsettingen ved gjennomførte tiltak. Økologisk status måles ut fra ulike biologiske elementer der fisk bare er ett av elementene. Målsettinger for vannforskriften kan være artsdiversitet, naturlig variasjon i årsklasser, fiskens vekst og kondisjon, naturlig reproduksjon osv. En mer helhetlig fiskeforvaltning vil basere seg på identifisering og fjerning av menneskeskapt flaskehals for enkeltarters livsvilkår (eksempelvis for få gyteplasser, for lav vinteroverlevelse, vandringshindre og høy smoltdødelighet) i forhold til naturtilstanden.

Historikk og ferskvannsbiologiske erfaringer

Tradisjonelt har konsesjonsvilkårene blitt utformet ved hjelp av enkle definisjoner, som oftest en pålagt konstant minstevannføring målt på et bestemt punkt langs vassdraget som er lett å kontrollere til enhver tid. Pålegget defineres innen datofestete tidsperioder, som oftest med forskjellige sommer- og vintervannføringer. Lavere vannføring fører ofte til en økning i biomassen av perifyton, noe som gjør miljøet mer produktivt, men samtidig mer artsfattig. Høyere vannføring kan på den andre siden føre til ugjestmilde og harde forhold for mange arter og livsstadier. Det er altså moderat vannføring som kanskje gir den største produksjonen.

Figur 3 viser hvordan ulike arter bunndyr responderer forskjellig under ulike vannføringer i samme elv på New Zealand (Biggs, 2006).



Figur 3 Responsen fra ulike artsgrupper av bunndyr (fra Biggs mfl., 2006)

Pålagt minstevannføring har vært bestemt av en avveining mellom kraftinntekter og miljøhensyn, der minstevannføringen oftest ble satt meget lav, lik en historisk normal lavvann (Q95). Da det faktisk fantes lokale fiskebestander i elva som hadde overlevd denne lavvannføringen, ble det resonnert at dette var nok til å opprettholde de samme fiskebestandene. Nyere forskning har vist at lange perioder med flere måneder av konstant lave vannføringer fører til større problemer enn de kortere periodene med samme vannføring før vassdraget ble bygd ut (forklares senere).

Pålagt minstevannføring av Type A i utbygde elver er ofte lav av økonomiske grunner, noe som gjør det viktig å utnytte vannet på en optimal måte. Det er store responsforskjeller på slike inngrep for stasjonære bestander og bestander som etter ungfiskstadiet vandrer ut i større ferskvanns- eller saltvannssystemer.

Det er meget stor forskjell i responsen for en fiskebestand som er eksklusivt bekke- eller elvelevende og en som har muligheten til å vokse i systemet, dvs. vandre ut i en større elv, en innsjø eller havet. Derfor er det utfordrende å beholde et fiskesamfunn tilpasset store elver når man setter en minstevannføring på noen få prosent av den opprinnelige vannføringen. Der fisken bare vokser opp og gyter på strekning underlagt minstevannføring, har et lavt vannføringspålegg fungert slik at man har opprettholdt rekrutteringen. Vanskeligere er det om vi har med bekke- og elvelevende stammer å gjøre, der levestandardene gjennom hele livssyklusen blir påvirket.

I nyere tid har man gått over fra den tradisjonelt stabile minstevannføringen til å simulere det naturlige eller ønskelige. For å finne kostnadseffektive tiltak må vi bl.a. måle suksess, og dette forutsetter at vi "kjenner" systemet vi studerer på en kvantifiserbar, vitenskapelig måte. Et like viktig moment er realistiske målsettinger for tiltaket.

For å evaluere suksessen til et tiltak er det viktig å liste opp en modell med målsettinger, målbare parametre, effekter osv., som vi kan evaluere underveis.

- Typiske målsettinger ved minstevannføring:
 - 1) Opprettholde fiskebestanden og da spesielt gyteforholdene og rekrutteringen
 - 2) Folks opplevelse: Landskapsestetikk, friluft
 - 3) Hensyn til annet dyre- og planteliv, fugl, dyr etc.
 - 4) Opprettholde tilstrekkelig næringsgrunnlag for fisk

- Måleparametre: Elektro- og prøvofiskedata, bunndyr, begroingsalger, vanddirektivparametre, folks opplevelse, fugleindeks, spørreundersøkelser, fangst per innsats
- Effekter: Vannføring med variasjon har stor effekt på kvalitet og kvantitet av fiskebestander og næringsgrunnlag. Det er som oftest umulig å opprettholde det naturlige fiskesamfunnet
- Suksesskriterier: Når har dette fungert?

3.4.2. Stabil minstevannføring sommerstid

Flere studier indikerer at grad av vanddekket areal i forhold til uregulert vanddekket areal ofte utgjør et suksesskriterium av større økologisk betydning enn vannføringsvolumet. I bratte vassdrag vil tilførsel av dobbelt vannvolum sjelden medføre dobling av produktivt vått areal. Det kan tenkes at en vannføring som så vidt dekker alt bunnssubstrat gjennom en elvestrekning med bratte elvebredder, har oppnådd en terskelverdi i form av en høy prosent vanddekket areal i forhold til det uregulerte. Tilførsel av større vannføring vil få vannstanden til å stige litt, men arealet er fortsatt begrenset av elvebreddene. For å dekke hele bunnssubstratet i en bestemt elvestrekning må man normalt ha en vannføring som er betydelig høyere enn 95 % persentil (Q95) eller alminnelig lavvannføring, og hensyn til prosjektøkonomi taler som oftest i mot at så høye minstevannføringer blir pålagt. Det må derfor vurderes fra vassdrag til vassdrag hvor mye av bunnssubstratet som bør dekkes med vann for å bringe mest mulig tilbake mot naturlig tilstand.

***Eksempel: Et typisk reguleringsmagasin.** Hvis målsettingen har vært å opprettholde produksjonen av ungfisk på bekk eller innløpselv i tilknytning til et reguleringsmagasin, har dette ofte vært innfridd. Tiltaket har fungert ift. fiskeproduksjon, men dette har ikke stått ift. næringsgrunnlaget i magasinet som har en sterkt erodert strandsoner. Målsettingen bør være at fiskeproduksjonen på elv/bekk må samsvare med næringsgrunnlaget i magasinet. Suksesskriteriet i de tilfeller der man har fått til en balansert fiskeproduksjon ift. næringsgrunnlaget, er gode undersøkelser, evaluering av fiskeutsettinger og samarbeid (Hesthagen & Vøllestad 2001, Hesthagen, Johnsen & Gran 2010).*

Etter hvert har det blitt fastsatt differensiert vannføring med ulike krav til vannføring sommer og vinter, og i viktige fiskeelver har kravene i større grad blitt tilpasset for å ivareta faser i fiskens livssyklus (gyting, utvandring, oppvekst), utførelsen av selve fisket (lokkeflommer, se nedenfor) eller fiskens næringsgrunnlag. I forbindelse med EUs vanddirektiv og dets virkemiddelapparat (vaannforskriften, 2007) er det nå påkrevet å vurdere minstevannføring som tiltak for å oppnå god økologisk status. Fastsettelse av minstevannføringer med hensyn til økosystemet, inkludert alle ferskvannsorganismer, åpner for ny tenkning rundt former for minstevannføring som er mer fleksible og dynamiske og som likner mer på en naturtilstand.

Effekten av ulike vannføringer på bunndyrsamfunn er lite utforsket i Norge, men forskningsarbeid utført av National Institute of Water and Atmospheric Research i New Zealand (NIWA - Biggs mfl., 2008) gir oss noe innsikt i hvordan enkelte bunndyrgrupper reagerer under varierende vannføringsforhold for elver som likner de norske. Figur 3 indikerer at det er ikke er behov for mer enn ca. 20-40 % av middelvannføring for opprettholdelse av tilstrekkelig habitat som egner seg for de vanligste gruppene.

3.4.3. Stabil minstevannføring vinterstid

Målsettinger er ofte lettere å definere når det gjelder slipp av minstevann i vintersesongen. Under kuldeperioder kan naturlig avrenning avta til svært lave nivåer, og fare for innfrysing av rogn i gytegroper kan oppstå. Ved å fastsette et krav til minstevannføring for slike viktige strekninger, vil man kunne sikre overlevelse av rogn også under harde vinterperioder. Det er lite aktuelt å variere minstevannføringen som er påkrevd vinterstid, fordi slike variasjoner vil ha ubetydelige innvirkninger på de økologiske prosesser. Samtidig er den stabile vannføringen en faktor som bidrar til bedre islegging i stilleflytende partier, mindre dannelse av is og sarr og mindre varmetap fra vannet. Det er ikke funnet forskningsresultater som tilsier noe annet enn at optimal bruk av vann vinterstid er i form av et konstant vannslipp - jo høyere, jo bedre.

3.4.4. Sedimenttransport og slipp av minstevann

De fleste sterkt regulerte elver opplever en tilslamming av bunnsubstrat dersom vannføringsregimet endres til en konstant pålagt minstevannføring. Dette gjelder i høy grad elver med bresmeltevann og elver uten innsjøer langs vannstrengen, der man har en kontinuerlig tilførsel av finstoff i suspensjon. Det er redusert hyppighet eller nær totalt fravær av store flommer som tillater at finstoffet deponeres i bakevjer og partier med svært lave vannhastigheter. Den tidligere uregulerte vannføringen har medført en periodevis deponering og utspyling av finstoff, sand og små steiner under storflommer, og som regel har bunnsubstrat formet et armert stein- og gruslag tilpasset det naturlige vannføringsregimet. Når flommene reduseres i omfang og varighet eller uteblir i perioder gjennom mange år, er tilslamming og deretter begroing den mest vanlige konsekvens av en stor regulering oppstrøms. Også denne erfaringen taler i mot at man fortsetter å slippe minstevann som en konstant verdi gjennom hele sommer- og høstsesongen.

3.4.5. Suksesskriterier for slipp av konstant minstevann

Det er vanskelig å definere suksesskriterier før man har avklart hva slags målsettinger man har og i hvilken prioritert rekkefølge. Et pålagt slipp av konstant minstevann kan anses som et minimumskrav. Utover en garantert minste vannmengde og vanddekket areal i elva, kan andre tiltak kunne defineres og iverksettes. Eksempelvis kan man pålegge slipp av lokkeflommer eller spyleflommer i tillegg til minstevannføringen, og man kan bygge ut terskler for å øke vanddekket areal for en bestemt minstevannføring.

Dessuten er slipp av minstevann (elver av Type A) så kostbart i form av tapt kraftproduksjon, at valg av minstevann som avbøtende tiltak alltid vil komme som et resultat av et kompromiss mellom økologi og økonomi. Sjelden eller aldri vil valgt pålegg representere det som er optimalt økologisk sett.

Det vil i hovedsak være de samme suksesskriteriene for minstevannføring enten den er konstant eller variabel. Kriteriene er summert i Tabell 7.

Tabell 7 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for minstevann som tiltak i regulerte vassdrag

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|---|--|--|---|
| E4a Konstant minimum Q pålagt for sommer-sesongen | Ivareta intakte vandringssystemer for viktige bestander Unngå nevneverdig tap av vannkraftproduksjon samtidig som økologisk tilstand forbedres ("nevneverdig" må defineres politisk) | Tilstrekkelig store slipp sommer og høst som gir et godt vanndekket areal A God økologisk status B Ingen andre flaskehals C Kunnskap om økosystemet D Forankring og samarbeid mellom folk, grunneier, NGO, forvaltning, konsulent og forskning E Kunnskap om systemet | Bestandsstørrelser av gytefisk, dets kondisjon/ reproduktive trekk og arealbruk Parametrene fisk, bunndyr og begroing fra vannforskriften Folks aksept Folks opplevelse Gytevandring opp/ ned |
| E4b Konstant minimum Q pålagt for vintersesongen | Hindrer innfrysing av rogn og noen bunndyr | Tilstrekkelig vanddyp og gjennomstrømnings-hastighet i gyteområder | Vellykket % klekking og overlevelse som plommesekkyngel |
| E4c Vannmengder fastsatt over året, men Qslipp varierer for å tilpasse mer naturlige variasjoner over tid | Gjenspeiler naturlig sesongvariasjon for å ivareta ulike behov under ulike stadier i livssyklusen til laksefisk (bistå vandring, gyting, overvintring, smoltutv.) Ivareta habitat, hindre sedimentering, begroing som følge av lav eller mer konstant vannføring | God kunnskap om stedlige fiskearters livssyklus | Fiskeartens livssyklus ivaretatt, naturlig rekruttering bevart |

3.5. E5 Variable miljøtilpassete vannslipp

3.5.1. Variasjon er en del av det naturlige vannføringsregimet

Det er konsensus innen forskningsmiljøet om at arter som lever i eller nær ved vassdrag trenger en viss vannføring for å opprettholde levedyktige populasjoner (Saltveit mfl. 2008). Av nyere dato er imidlertid erkjennelsen av at vannføringsvariasjon og ekstreme hendelser kan være vel så viktig både i tid og rom (Halleraker & Harby 2006 "Flood pulse concept" og "Discontinuity concept", se foregående kapittel). Det sier seg selv at en stor fisk på vandring trenger mer vann enn en liten, passiv og stasjonær fisk. Forskjellig minstevannføring til ulike årstider ligger inne i

konsesjonen for mange regulerte vassdrag, noe som bedre gjenspeiler vassdragets naturlige vannføring. Allikevel anerkjennes det at et vassdrags artsmangfold i mange tilfeller er avhengig av mer voldsomme forandringer i vannføring enn det som tradisjonelt har blitt sluppet. Større flommer initierer i mange tilfeller fiskevandring hos flere arter både oppover og nedover elva (Jonsson 1991, Kraabøl etc.). Flommer kan også i mange tilfeller føre til opprenskning av planter og moser som ellers kan danne tette bestander med resulterende lavt artsmangfold. Mangel av flommer kan også føre til økt sedimentering, noe som videre kan gi grunnlag for en annen flora og bunndyrfauna, og også til redusert vanngjennomstrømning i sedimentene med mindre oksygentilførsel til fiskeegg som ligger i grusen.

3.5.2. Miljøbasert variabel vannføring (MBV)

Variasjon i vannføringen er kanskje like viktig som gjennomsnittlig vannføring. Antakelig har moderate variable systemer et mer diversert økosystem enn et homogent. Ustabile systemer med store, uregelmessige amplituder i miljøforhold har et annet økosystem enn et stabilt system. Innen de samme artene finner vi svært ofte forskjeller i livshistoriestrategier langs denne gradienten i kontrasterende miljøer som store og små, varme og kalde, lite vann og mye vann, høy og lav vannføring (Gregersen mfl. 2006, 2009).

I dag vet man at det er en sterk korrelasjon mellom vannføring/-volum og dets variasjon og karakteristika ved et ferskvannsystem, og man bør definere systemets tålegrenser, terskelverdier, knekkpunkter og bærekraft. Det er viktig å kartlegge hvordan diversitet, enkeltarter, grupper, antall/mengder av en art responderer på endringer i miljøforhold.

Forsøk er gjort i Numedalslågen for å endre mønsteret for slipp av minstevann med hensikt å gjenspeile den naturlige variasjonen ettersom nedbørsepisoder og smeltesesonger slår til. Det er utpekt et uregulert vassdrag i nærheten, hvis hydrologisk variasjon er brukt for å simulere slipp langs Numedalslågen. Denne metoden vil alltid være kompleks å drifte og vil lide under variasjoner i skala og dermed hydrologisk responstid mellom indikatorvassdrag og det store, regulerte vassdraget.

Et liknende prinsipp er anvendt bl.a. i Italia, der vanninntak er tegnet for "å ta" en fast andel av en bred elv, uansett vannstand. En lang overløpsterskel bygges og en fast andel av bredden er utformet til minstevannføringen, mens resten føres inn i et kanalinntak under terskelen (Tyroler type med rist over). På denne måten vil vannføringen nedstrøms alltid være en funksjon av vannstand bak terskelen, og vil dermed vise en mer naturlig, sesongmessig variasjon.

3.5.3. E5a Signalslipp og tilsigsstyrt variabelt vannslipp

Styring av vannslipp kan automatiseres ved at den kobles dynamisk til måleserier som allerede samles inn, f.eks. ved å koble tappingen direkte til datasystemer som logger vannføring og nedbørsstatistikk. Det kan kompenseres for lavt tilsig ved å øke vannføringen, og det motsatte ved høyt tilsig.

Forvaltningen ønsker å ta vare på det "naturlige" og "økosystemet" ved å etterlikne miljøet som skapte dette. Begrepet minstevannføring er ansett ikke å være helt dekkende for de vannmengdene som en konsesjonær er blitt pålagt ikke å underskride. Et mer nyansert begrep som "miljøbasert vannføring" benyttes derfor gjerne der det er ønskelig å ta miljøhensyn som følge av inngrep i vassdrag. Miljøbasert vannføring defineres da som "en vannføring som tar mest mulig

hensyn til økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser og det framtidige ressursgrunnlaget i vassdraget" (Brittain 2007). Her forsøkes det å simulere det naturlige og kan f.eks. da bruke nærliggende vassdrags vannføringskurver som et grunnlag for å styre minstevannføringen i et regulert vassdrag. Miljøbasert vannføring er en mer vitenskapelig tilnærming til problemet, der vi forsøker å finne terskelverdier, knekkpunkter osv. og andre funksjonelle sammenhenger mellom abiotiske og biotiske faktorer. Dette forsøker vi så å bruke i praktisk vassdragsforvaltning, der vi vil simulere det naturlige eller kanskje i framtiden skape det optimale vannføringsregime.

Det finnes i dag et utall vitenskapelige metoder som etablerer en kvantitativ, vitenskapelig sammenheng mellom vannføring og miljø/biologi, og som kan brukes for å anbefale miljøbaserte vannføringer og for å optimalisere forholdene for ulike miljøinteresser (Halleraker og Harby 2006). *"Rapporten gir en oppsummering av rådende metoder internasjonalt som grunnlag for fastsetting av miljøbasert vannføring. Dagens norske forvaltningspraksis i vassdragssaker er beskrevet."*

Det vil være en avveining mellom avanserte matematiske modeller med mange modellparametre og enklere modeller med få parametre. Det er trukket fram noen klare suksesskriterier for at miljøbaserte vannføringsmetoder kunne bli vellykkede (fra Halleraker & Harby 2006):

- være etterprøvbare
- være anerkjent og publisert
- være omforente og ha klare miljømål
- være gjennomsiktlige og lette å forstå
- kunne sannsynliggjøre sammenhenger mellom vannmengde og miljøvirkning på en god måte
- ha klare forutsetninger og begrensninger
- ha klare retningslinjer og helst bruk av et sett av metoder
- involvere mange brukerinteresser i prosessen

3.5.4. Kritiske grenseverdier

Dersom forskningen klarer å avdekke klare nok sammenhenger til å tallfeste slike grenseverdier, kan de legges til grunn i form av enkle tommelfingerregler. Et eksempel er betydelig redusert fare for stranding av fisk dersom vannstanden ikke faller raskere enn 13 cm pr. time (se under). I forbindelse med økt bruk av vannkraft for døgnregulering og økt differensialer mellom timepriser for energileveranser, vil det måtte innføres begrensninger i hvor stor variasjon i vannstand og vannføring som kan tillates innenfor korte tidsrom av noen få timer ("vannstandspendling").

Basert på forsøk utført i et regulert vassdrag, fant man fram til at fisk klarer å rømme fra kulper som ville blitt innestengt dersom vannstanden synker med ca. 13 cm pr. time eller saktere. Forsøket viste at hurtigere nedtapping enn denne verdien medførte betydelig stranding av fisk, og sannsynlig etterfølgende fiskedød hvis den lave vannstanden vedvarte. Dette er et eksempel på en terskelverdi som forsøkes tilpasset for generell bruk i andre vassdrag.

Det har ikke vært utført liknende forsøk i et tilstrekkelig stort antall vassdrag for å kunne bekrefte at denne verdien er representativ for alle regulerte vassdrag. Dessuten er verdien et uttrykk for hvilken grenseverdi man begynte å oppleve skader fra stranding av fisk og ikke noe annet. Det kan f.eks. være en helt annen grenseverdi som blir utløsende for ustabilitet i elvebredden ved en nedtapping av vannstanden. Typisk kan dette oppstå der poretrykk i løsmassene ikke klarer å reduseres fort nok og dermed blir en utløsende faktor for ustabiliteter i elvebredden.

Lærdommen fra dette eksempelet er at det kan være misvisende å bruke tommelfingerregler ukritisk hvis man ikke kan analysere de spesifikke forholdene som gjelder i selve vassdraget hvor tiltak skal innføres. Grenseverdier kan være en indikasjon, men må evalueres nærmere før de iverksettes.

3.5.5. E5a Lokke-/utvandringsflommer

I regulerte elver med muligheter for å kontrollere vannføringen, kan kunstige lokkeflommer stimulere gytevandrende fisk til å vandre oppover elvene (Banks 1969) eller smolt til å initiere utvandring til havet. Slike flommer er imidlertid i hovedsak knyttet til laksevassdrag, der motivasjonen for slike tiltak er høyest. Effekter av vannføring kan være modifisert av andre faktorer som vanntemperatur, turbiditet og tidevann (Banks 1969, Jonsson, 1991). Forholdet mellom vandring, vannføring og andre faktorer er komplisert og effekter av kunstige lokkeflommer er i liten grad dokumentert (Hvidsten mfl. 2003).

Økning i vannføring i forbindelse med naturlige flommer medfører som regel økning i antall oppvandrende laks fra sjø til elv eller raskere oppvandring (Potter 1988, Jonsson mfl. 1990, Thorstad mfl. 1998a, Thorstad & Økland). Det finnes ulike syn på betydning av vannføring for utvandring hos sjøaure. Hembre mfl. (2001) finner støtte for at vannføringen spiller en viss rolle, mens Jonsson & Jonsson (2002) konkluderer med at smolt hos sjøaure er mindre avhengig av flom for utvandring enn laks. Vanntemperatur er viktig for smoltutvandring både hos laks og aure, men det kan i mange tilfeller være vanskelig å skille effekten av temperatur og vannføring, da de gjerne er negativt korrelert i elver med naturlig eller tilsigsstyrt vannføring. På storaurestammer gjelder mange av de samme vannføringsforholdene som for laks, se Kraabøl sine studier på Dokka- og Hunderaure.

3.5.6. E5c Spyleflommer/opprenskning

Et mye benyttet tiltak er slipp av "kunstige spyleflommer" fra dammen ovenfor. Er vannføringen høy nok og varigheten lang nok, vil spyling av finstoff kunne oppnås. Går det for lang tid mellom slike spyleflommer vil imidlertid vegetasjon ha slått rot i finslammet og utspyling av finmateriale vil bli vanskeligere. Erfaring tilsier at spyleflommer bør vare minst et par dager og slippes minst to ganger i året (vår og høst) med en høy "flomvannføring" for å oppnå en god effekt. Slike tiltak er mest relevante for gyteområder til laksefisk. Det kan være en god økologisk målsetting å kunne opprettholde gyteområder fri for slam og som opprettholder gytebestandsmålet.

Suksesskriterium i dette tilfelle vil være lett å måle med sedimentprøvetaking og substratanalyser i faste prøvefelt langs vassdraget. Årlige målinger av slamavsetning i prøvefelt og registrering av egnete gytearealer kan være gode parametere for å måle suksess ved kunstige spyleflommer.

Spyleflommer har blitt forsøkt for fjerning av krypsiv, men uten stor suksess. Mekanisk fjerning i viktige deler av elvestrekningen regnes som mindre kostbart og mer forutsigbart. I Mandalselva

har innfrysing av sivet og en "skureflom", som benytter isgangen etterfølgende vår til å fjerne krypsiv frosset inn i isblokkene, blitt forsøkt.

I store elver der reguleringen stabiliserer vannføringen kan sedimentering og gjengroing bli et problem. Magasinering av vannet fører til høyere vintervannføring og lavere flom og sommervannføring. En effekt av redusert flom og lavere vannføring vil være akkumulering av finpartikulært materiale i form av sand og grus. Denne sedimenteringen påvirker oppvekstområdene til bunndyr og fisk ved at disse partiklene fyller hulrom mellom stein (Heggenes mfl. 1999). Små former av bunndyr øker ofte på bekostning av store former fordi tilholdssteder for store former reduseres (Armitage 1984, Hermann 1991). Dette medfører at selv om tettheten av bunndyr øker, så reduseres biomassen eller produksjonen av næringsdyr for fisk. I mange regulerte vassdrag er det påvist endringer av sedimentasjonsforhold etter regulering, slik som Fortunelva, Numedalslågen, Aura, Suldalslågen, Surna og Stjørdalselva.

En annen konsekvens av lav og jevn vannføring er økt vekst av både mose og alger (Robinson mfl. 2003), som på sikt gir et mer ensartet substrat. Alger og mose finnes i alle elver og bekker. Spesielt utgjør alger, sammen med tilført organisk (allokton) materiale, grunnlaget for produksjon av bunndyr og fisk i rennende vann. Økt vekst skyldes redusert og stabil vannføring, som gir økt substratstabilitet og dermed økt mulighet for flerårig begroing. Stabile forhold og fravær av flommer i regulerte elver fører til en betydelig akkumulering av biomasse. Konsentrasjonen av næringsalter øker også når vannføringen avtar. Mangfoldet i begroings-samfunnene blir mindre. Dette, sammen med økt mengde, kan i sin tur føre til endringer i livsbetingelsene for bunndyr og fisk.

Noen negative virkninger av endret vannføring kan reduseres gjennom fysiske endringer av habitat. Dette gjelder f.eks. mekanisk fjerning av uønsket vegetasjon ved fravær av store spyleflommer. Langtidseffekten og suksess av et slikt tiltak er imidlertid i de fleste tilfeller kortvarig (Hilderbrand mfl. 2005). Det er vist at utspylingen vil øke ved mekanisk å grave i elvebunnen der det er mose, sand og grus. Dette har gitt mindre mose, mer hulrom i substratet og økt tetthet, spesielt av eldre laksunger (Heggenes og Saltveit 2002). Det er imidlertid vist at slike områder får en rask reetablering av mose, spesielt i områder som hele tiden er dekket med vann. Tiltak av denne type hadde derfor begrenset varighet (Johansen 1997). I mange tilfeller vil dette kanskje være det eneste mulige gjennomførbare tiltaket, enten fordi det finnes restriksjoner for bruk av vann eller fordi tilbakeføring gjennom naturlige prosesser er for langsom (Renöfält mfl. 2009).

Vurdering av suksess av spesielle vannslipp er oppsummert i Tabell 8. Mer spesifikke målsettinger og suksesskriterier må defineres i hvert vassdrag.

Tabell 8 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for spesielle vannslipp som tiltak i regulerte vassdrag

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|--|--|---|---|
| E5a Lokke-/utvandnings-flokker E5b Signalslipp E5c Spyleflokker E5d Spyleflokker med innfrysing | Ivareta en mer naturlig dynamikk slik at fisk, næringsgrunnlag og flora opprettholdes Fjerne uønsket vegetasjon | Tilstrekkelig vannmengder ift. det naturlige Evalueringsprosesser Samarbeid | EU-parametre Radiotelemetri GPS-merking Merking Gytevandring og bestandens arealbruk Substrat kvalitet |

3.6. E6 Terskler

3.6.1. Ulike typer og en generell beskrivelse

Terskler har vært et vanlig tiltak for å forbedre forholdene for fisk og annen fauna i elver med sterkt redusert vannføring. Bygging av terskler vil opprettholde et vannspeil og derved også gi en estetisk forbedring av landskapet. Norske terskler er hovedsakelig bygd av tre, løsmasser eller støpt i betong (Lysne mfl. 1997). Det bygges også innretninger som sikrer fiskevandring. Ut fra *hovedformålet* kan tersklene deles i to hovedgrupper; terskler som biotop- og miljøtiltak og terskler som sikringstiltak for å hindre erosjon og massetransport, også i uregulerte elver (Fergus mfl. 2010). I tillegg til den vanlige bassengterskel bygges det strømterskler, også kalt lakseterskel eller syvdeterskel. Strømterskler konsentrerer vannføringen slik at det dannes en kulp nedenfor selve terskelen. De bygges både i regulerte og uregulerte elver (Beheim mfl. 1977).

Effekter av terskler ble bl.a. undersøkt i "Terskelprosjektet" (Mellquist 1985), mens Fjellheim (1993) og Brittain mfl. (1993) har gitt en grundig oppsummering om datidens kunnskap om effekten av terskler og steinsetting på bunndyr og fisk i regulerte vassdrag. I regi av NVE-programmet "Miljøbasert vannføring" er det foretatt en vurdering av korttids- og langtidseffekter på bunndyr- og fiskebestander av terskelbygging (Arnekleiv mfl. 2006). Konklusjonen er at for å bevare fiskebestandene i sterkt regulerte elver, har tersklene i stor grad fungert etter hensikten, spesielt med hensyn til aure. For laks er det viktig å bevare strykområder med nok skjul i kombinasjon med terskler. Det har vist seg at terskler kan være til hinder for oppvandrende laks, sjøaure og innlandsaure. Foruten å bygge tersklene lave med konsentrert vannstrøm, kan manipulering av vannføring i enkelte tilfeller være egnet tiltak for å lette vandringen forbi slike hindre. Undersøkelser viser forøvrig at det sjelden finnes enkle sammenhenger mellom vannføring og vandring (Thorstad mfl. 2006). Terskler kan representere betydelige forsinkelser i oppvandringen. Selv små terskler som laks rent fysisk ikke har problemer med å forsere, har vist seg å kunne gi betydelige forsinkelser i oppvandringen (Solomon mfl. 1999, Thorstad mfl. 2005b).

Reduksjon av vannhastigheten i terskelbassenget kan føre til at balansen mellom fiskearter forskyves. Terskelbasseng kan gi bedre forhold for arter som ørekyt, abbor og gjedde, der disse er tilstede.

3.6.2. Målsettinger med terskler

Terskler ble opprinnelig planlagt i forbindelse med fraføring av vann ved store og mellomstore utbygginger som skjedde hovedsakelig i 1960- og 1970-årene, og var primært påtenkt for å opprettholde et vannspeil under sterkt reduserte vannføringer. Det var tersklenes positive virkning på landskapet, kontra en nesten tørrlagt eldebunn, som var målsettingen for de første tersklene. Landskapshensyn sto sentralt, og derfor var mange terskler bygget som betongterskler med flatt eller nesten flatt overløp for å skape et fint vannslør over terskelkronen (Figur 4). Tersklene var planlagt opp til flere meter høye og måtte derfor bygges i betong for å kunne stå imot erosjon fra kraftige flommer.

Etter hvert ble man klar over at slike terskler skapte nye vandringshindre for fisk. I situasjoner der minstevannføring og andre tiltak rettet mot fiskestammen betød at fiskeforvaltning av det sterkt berørte elvestrekket fortsatt var aktuelt, ble det bygget fisketrapper for å tillate en viss oppstrøms vandring forbi de høye tersklene. Som oftest gjaldt dette anadrome strekninger og spesielt der laksestammen fortsatt var intakt. Eksempler av denne typen terskel vises på etterfølgende bilder.



Figur 4 Terskel ved Korgen, Nedre Røssåga



Figur 5 Moderne steinplastret terskel fra Hemsila

3.6.3. Landskapsmessig virkning

Oppfatningen om hvilke typer terskler som er landskapsmessig gunstige, deres plassering og beliggenhet har endret seg over tid. Samfunnets prioriteringer om å ”bygge ut landet” på 1950- og 1960-tallet ga inntrykk av at menneskelig utforming av landskap med betongkonstruksjoner var akseptabelt. Rask utbygging og funksjonalitet preget byarkitekturen. Først ut på 1970-tallet kom en voksende bevissthet om å verne norsk landskap og natur mot menneskelig inngrep, og hensyn til det urørte vassdraget kom til uttrykk i diskusjoner rundt verneplaner og mer naturlig utforming av terskler i regulerte vassdrag. Siden har den tendensen bare forsterket seg, og i dag bygges det sjelden betongterskler. Faktisk blir det færre ettersom enkelte av de eksisterende blir revet (se avsnitt under).

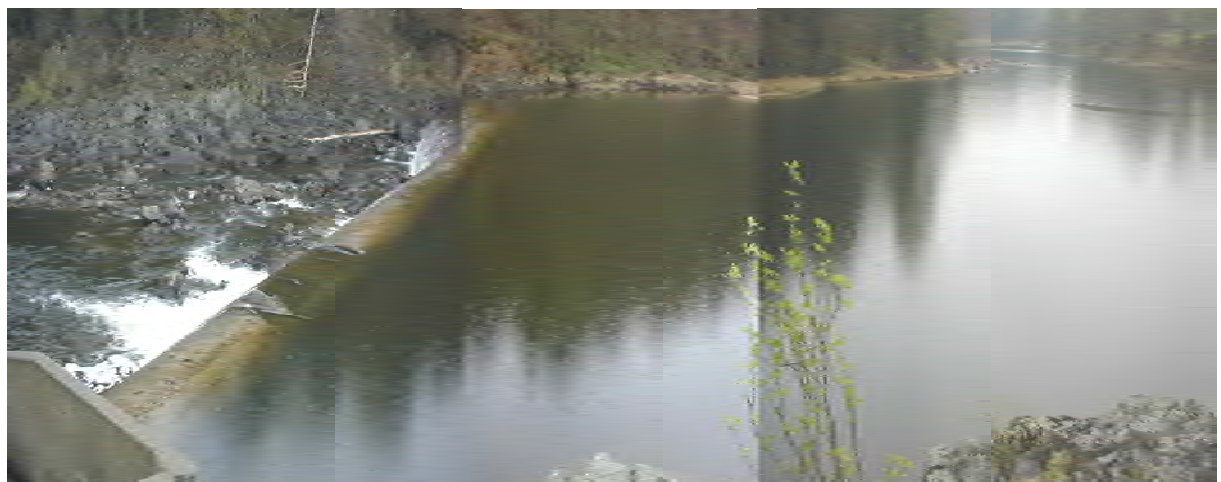
Med tiden ble landskapshensyn kombinert med hensynet til en mer naturlig vassdragsform. Tersklene fikk mindre høyde og rundere former, og bruk av mer naturlige steinkonstruksjoner ble vanlig. Syvdeterskler ble introdusert, og bruk av nye materialer, som geotekstiler, gjorde det lettere og billigere å bygge terskler med lokalt forekommende steinblokker tettet med duk eller fundamentert på løsmasser med filterduk som fundament.

Den maksimale høyden på tersklene har blitt vesentlig redusert med årene, mens terskelplasseringen er blitt tettere slik at flere mindre vannspeil erstatter de store stilleflytende partier som lå bak en flere meter høy betongterskel i gamle dager. Dette har blitt gjort av flere hensyn, men landskapsmessig gjenspeiler det hvordan det moderne samfunnet setter pris på et mer naturlig og variert utseende for vassdragene, også de som er regulert. Dette eksemplifiseres ved å sammenlikne Figur 8 tatt fra samme sted som Figur 7, men da etter at betongterskelen ble

fjernet i 2009. I ettertid har man sett at lokalsamfunnet setter mer pris på det naturlige utseendet til vassdraget, selv om det er åpenbart at vannføringen er mindre enn før regulering.



Figur 6 Syvdeterskel fra Fjærlandselva



Figur 7 Terskel ved Refsnes, Arendalsvassdraget (Foto: Svein Haugland, Agder Energi)



Figur 8 Samme sted som figur 7 etter fjerning av terskel ved Refsnes, Arendalsvassdraget (Foto: Svein Haugland, Agder Energi)

3.6.4. Økologiske målsettinger

Som for mange andre typer tiltak bør det først defineres hvilke økologiske målsettinger som skal oppnås ved bruk av terskler i regulerte vassdrag. Tradisjonelt har målsettinger vært knyttet til forvaltning av laks eller aure, men en mer helhetlig økologisk tilnærming ble introdusert med vannforskriften i 2007. Høyest mulig økologisk tilstand er et begrep som karakteriserer målsettinger i regulerte vannforekomster. Dersom vassdraget blir klassifisert som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), blir målsettingen automatisk definert til ”godt økologisk potensiale” (GØP). Noen forekomster kan imidlertid fortsatt oppnå tilnærmet samme tilstand som naturlige forekomster av samme vanntype, og dette defineres som ”god økologisk tilstand” (GØT) med hjelp av de biologiske kvalitetselementene fisk, bunndyr, påvekstalgler og vannplanter. Det er viktig å merke seg er at regulerte elver godt kan ha vannforekomster som er vesentlig redusert i areal-utstrekning (mindre bredde av vanddekket areal i forhold til den naturlige elva), uten at dette nødvendigvis betraktes som en dårligere tilstand. Dersom det reduserte elvearealet fortsatt inneholder de samme artene, biologisk diversitet, struktur og variasjon som for en tilsvarende uregulert elv, vil GØT-tilstanden likevel kunne oppnås, men med reduserte mengder av de relevante artene tilstede. Målsettingen som vannforskriften forsøker å oppnå er mest mulig naturlig struktur mellom naturlig forekommende arter og ikke den totale mengden av bestemte arter. Også ovenfor anadrome strekninger kan målsettingen oftest bli knyttet opp mot tilstanden til aurebestanden, eller i noen tilfeller andre arter som røye og harr.

For 10-15 år siden begynte man med bygging av celleterskler. Disse har til hensikt å skape en svært varierende blanding av ulike mikrohabitat for fisk, bunndyr, planter og andre akvatiske organismer, samtidig som de forsterker den inndelingseffekten man får fra flere terskler av stadig mindre høyder som skaper flere vannspeil. Med tanke på landskapsmessig virkning for regulerte vassdrag oppfattes bruk av celleterskler som en framgang. Eksempler som har fått positiv omtale er vist i Figur 9 og Figur 10.



Figur 9 Cellelerskler bygget i 2005 i Numedalslågen



Figur 10 Cellelerskler fra nyere tid i Samnanger-vassdraget

Dagens målsettinger med terskelbygging - typiske biologiske målsettinger:

- øke primærproduksjon
- skape nye og bedre kvaliteten til oppvekstområder
- skape variert mikrohabitat og nye gyteområder
- hindre innfrysing av rogn og bunndyr

Fordeler

- forbedret landskapsbilde
- økt vanddekket areal, økt primærproduksjon
- skaper variert vanddyp, bunnstrata og bunndyrsamfunn
- skaper nye oppvekstområder, mer skjul med litt dypere vann
- skaper nye fiskeplasser, badekulper med økt vanntemperatur
- forhindrer bunnfrysing i terskelbassenger

Ulemper

- avleiring og mulig begroing i terskelbassenger. Kan ødelegge gyteområder
- favoriserer ørekyt og andre mindre svømmesterke arter
- kan skape nye vandringshinder for småfisk
- kan gi inntrykk av manipulert vassdragslandskap
- kostnader og omfattende vedlikehold i flomutsatte vassdrag

Forutsetninger for suksess

- tilstrekkelig minstevann
- stabil konstruksjon under flom
- mulighet for passering oppover (jf. vannforskriften om vandringshinder)

Terskler krever tverrfaglig tilnærming – først oppnå enighet om prioriterte målsettinger innen:

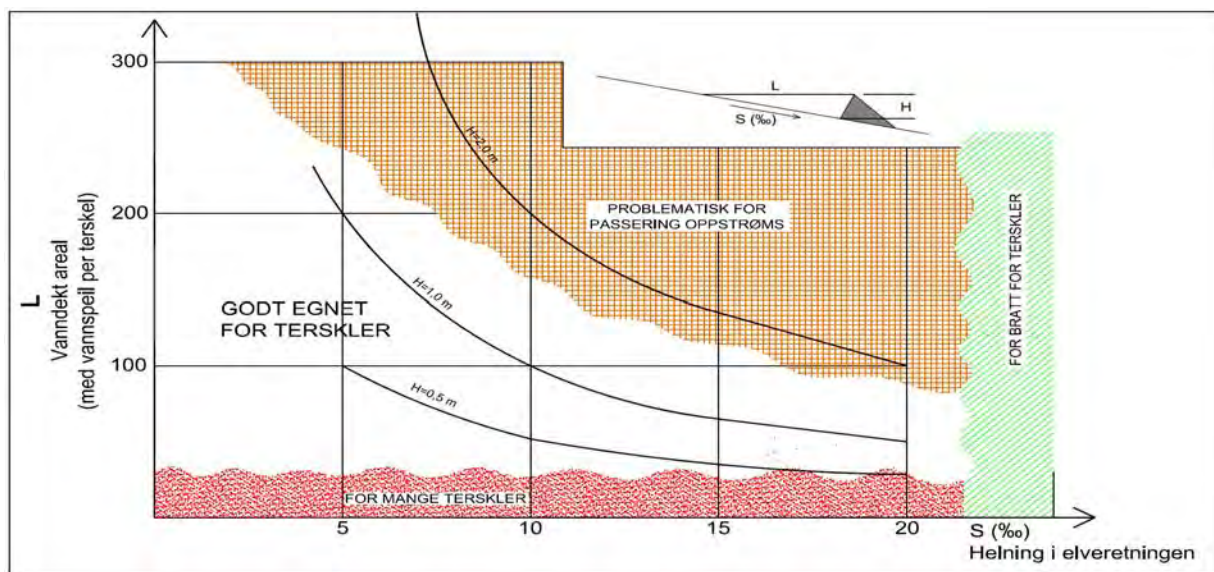
- vassdragstekniske endringer (påvirket hydromorfologi)
- landskap og friluftsliv (fiske, bading, turgåere)
- biologi (økologisk tilstand eller artsspesifikk?)
- tilfredsstillende vanndirektivets krav

Suksesskriterier skal måles mot disse målsettingene. Grad av lokalaksept kan være et målekriterium. Beslutninger om tiltak må skaffes på et velinformert grunnlag. Vi har mye erfaring i Norge, men bivirkninger kan oppstå, både positive og negative (som f.eks. ørekyte).

Tabell 9 Målsetting, suksesskriterier og målekriterier for terskler som tiltak i regulerte vassdrag

| Målsettinger | Forutsetning for suksess | Målekriterier | Kommentar |
|--------------------------------|--|--|---|
| Forbedringer i landskapsbildet | Tilstrekkelig vann-dekket areal om sommeren Elven synlig og viktig element i landskapet | Grad av lokalaksept Færre fremmed-elementer Inntrykk av naturlig variert elv | Dokumenteres med bilder og med økt vannflateareal Sak til sak variasjon med elvas karakter |
| Variert habitat | Strykpartier må beholdes | Variert bunndyr-samfunn Artsmangfold fisk | Ivaretar artenes livssyklus |
| Stabilisere grunnvann | Tilstrekkelig vannspeil | Normal grunnvann-stand | Positiv effekt på kantvegetasjon |
| Skape større oppvekstområde | Oppvekstområde var begrensende før terskel | Fiskens størrelse og aldersfordeling | Konkurransforhold for aure kan forverres (ørekyte) |
| Hindre bunnfrysing | Tilstrekkelig vannspeil | Større overlevelse for rogn, bunndyr og fisk | |

Figur 11 illustrerer under hvilke forhold terskelbygging skal kunne vurderes nærmere som et egnet tiltak i forbindelse med andre tiltak, som slipp av minstevann, lokkeflommer, habitatforbedring, utlegging av gytegrus osv. Figuren viser fallforhold i elva (X-aksen) plottet mot et forenklet mål for hvor mye vanddekket areal som skapes gjennom bygging av en terskel på ett sted (Y-aksen). Hvis man antar en konstant bredde for elvestrekningen, finnes det en direkte relasjon mellom oppdemningshøyde og lengde på vannspeilet terskelen skaper, vist med de 3 kurvene for ulike terskelhøyder; 0,5, 1,0 og 1,5 m. Denne høyden defineres som den totale heving av vannspeilet med terskelbygging, selv om celleterskler skaper hevingen gjennom flere små skritt. Med 1 m oppdemning eller mer, er det lite aktuelt med andre typer terskler enn celleterskler, ellers vil terskelen skape et hinder for oppvandring av små aure. Røde områder markerer dermed områder som er uegnet for terskelbygging på grunn av følgende faktorer:



Figur 11 Stilisert framstilling av nødvendige forutsetninger for å oppnå målsettinger ved terskelbygging.

Elvas helning er for stor. Bygging av terskler vil ikke skape tilstrekkelig vanddekket areal med tanke på nødvendig oppdemningshøyde, stabilitet under flom og kostnad. En kjapp gjennomgang av terskler bygget i Norge har ikke avdekket prosjekter hvor vellykket terskelbygging har skjedd der elvas lokale gradient har oversteget ca. 2 m/km.

Økning i vanddekket areal per terskel er for lite. Dersom en terskel ikke kan skape et vannspeil mer enn ca. 30 m oppstrøms, er enten selve terskelen for liten eller elva er for bratt. Hver terskel representerer et menneskelig inngrep i elva og i terrenget rundt (behov for adkomst, rydding av kantvegetasjon osv.). Erfaringsmessig har man ikke funnet det hensiktsmessig å bygge terskler i Norge som danner et vannspeil særlig mindre enn ca. 30 m oppstrøms.

Nødvendig terskelhøyde er for stor. Jo høyere terskelen blir, desto mer erosjon kan man regne med nedenfor og større blir kostnadene med å bygge terskelen stabilt med bruk av lokale blokker og stein. De celletersklene som hittil er bygd i Norge, har ikke oversteget 1,0 m i oppdemningshøyde, men foreløpig er erfaringen for liten til å utelukke celleterskler opp til ca. 1,5 m høyde (med bruk av flere celler). Mellom de fargede områdene finnes et hvitt område der terskelbygging bør vurderes. Da begynner ulike lokale forhold å komme inn i vurderingen. Hvis man har et sted som er trangere enn resten av elva, kan terskelbygging vise seg å være gunstigere enn figuren har indikert i utgangspunkt. Dessuten vil ferskvannsekologien lokalt være avgjørende for om det skal bygges terskler, hvor mange og av hvilken type. Stabilitet under flom, sedimenteringsfaren og substratforhold må også komme tungt inn i vurderingen.

Figur 11 gir en pekepinn på om terskler er teknisk og økonomisk fornuftig å vurdere som tiltak, men andre kriterier må tas i bruk for å måle om terskelbygging oppfattes som en suksess. Disse beskrives i Tabell 9 og diskuteres nærmere senere.

3.7. E7 Habitatjusteringer

Habitatjusteringer eller habitatforbedringer gjøres både i magasiner og regulerte elver. De fleste er gjort i elver og er knyttet til endring av substrat, strøm og dybde. I innsjøer er det utført enkelte forsøk på å restaurere strandvegetasjon, men dette har svært begrenset omfang (Tabell 10).

I elver som har vært kanalisert eller forbygget er substratet ofte ensartet, noe som skaper lite variasjon i strømningsbilde og dybdeforhold. Ulike tiltak som steinsetting, graving av kulper og bygging av strømbrytere eller terskler, kan øke habitatvariasjonen (Brittain mfl., 1993 a, b; Eie mfl., 1995). Dette vil igjen øke det biologiske mangfoldet ved å skape egnet habitat for flere fisk og bunndyrarter. Slike tiltak bør imidlertid ikke gjennomføres i vassdrag med stor materialtransport, da det fort blir tilslamming og tetting av hulrom i substratet slik at tiltaket ikke vil fungere etter en del år. Dette problemet kan minskes ved å legge tiltakene til strømssterke partier. Spyleflommer kan også være aktuelle for å "rense" utlagt substrat. I tillegg til å skape variasjon, kan kulper gi gode overvintringshabitater for større fisk.

En spesiell form for substratforbedring er utlegging av gytegrus både i magasiner og i regulerte elver (Barlaup mfl. 2005, 2006). Dette tiltaket er best egnet i vassdrag hvor gyteplassene er ødelagt eller er utilgjengelige for fisken, og hvor dette vil bidra til å komme nærmere naturtilstanden i et regulert vassdrag. For å oppnå suksess er det viktig at hulrom ikke tettes som følge av stor materialtransport.

Revegetering i strandsonen i magasiner har vært prøvd, men det er flere forutsetninger for at tiltaket skal være vellykket. Selv med gjødsling viser de fleste planteartene lite vekst og dårlig overlevelse (Rørslett & Johnsen, 1996; Eie mfl., 1995). Problemet er at få planter klarer seg med store vannstandsendringer og løst substrat, selv ved utlegging av matter for å stabilisere substratet. En frøbank må være tilgjengelig, og substratet må ha et visst innhold av organisk materiale. I magasiner med små vannstandsvariasjoner eller langs vassdrag med stabil vannføring kan imidlertid revegetering være vellykket hvis forutsetningene er tilstede. Uønsket vegetasjon finnes i flere regulerte elver og elvemagasiner, og de aktuelle tiltakene er ofte fysisk rensing med maskiner (eksempelvis krypsiv).

Tabell 10 Målsettinger, forutsetninger og målekriterier for habitatforbedringer

| Tiltak | Målsetting | Forutsetning for suksess | Målekriterier |
|---------------|---|--|---|
| Steinsetting | Skjul Habitatvariasjon | Økt habitatbruk Økt biologisk mangfold Begrenset materialtransport | Biologisk mangfold Tetthet av enkelte arter Gjennomføring av livssyklus |
| Gytegrus | Økt rekruttering | Rekruttering begrenset av gytehabitat Området må være vanndekket. Stabilitet | Rognoverlevelse Økt tetthet av fisk Stabilitet |
| Kulp – stryk | Habitat og biologisk mangfold; Oppholdssteder for fisk Refugier ved lave vannføringer | Vanndekket areal Stabile bunnforhold Begrenset materialtransport | Økt totalbestand av fisk og bunndyr |
| Revegetering | Stabilisere substrat Økt habitat/skjul for bunndyr og fisk | Begrenset og forutsigbare vannstands- endringer. Gode næringsforhold for vegetasjonen Frøbank og noe organisk innhold i substratet | Substrat stabilitet Plantevekst Biologisk mangfold |

4. Diskusjon og konklusjoner

4.1. Ulike målsettinger med avbøtende tiltak

For å bøte på de negative virkningene av vassdragsreguleringer og bygging av vannkraftverk har forvaltningen allerede gjennomført ulike avbøtende tiltak over mange tiår. Målsettinger med disse tiltakene har variert mye og har ofte blitt definert noe vagt eller lite spesifisert i konsesjonsvilkårene. Andre relevante dokumenter kan inneholde bedre definisjoner, men har vært lite tilgjengelig for allmennheten, slik at målsettingen ikke alltid har blitt entydig forstått blant alle interessenter lokalt. Målsettinger varierer fra vassdrag til vassdrag, og et tiltak kan ofte være rettet inn mot å oppnå flere målsettinger samtidig. Med få unntak kan målsettinger med avbøtende tiltak deles inn i 4 grupper:

1. Økologiske målsettinger (som vannforskriften beskriver)
2. Landskapsmessige og estetiske målsettinger
3. Brukermål - målsettinger innrettet mot grunneiere og andre brukerinteresser (fiske, båtferdsel osv.)
4. Økonomiske målsettinger, innbefattet inntekter fra kraftproduksjon

Gruppe 1 og 2 er hovedtema for denne rapporten og diskuteres nærmere. Den tredje gruppen bærer preg av vassdragsspesifikke målsettinger og kan dermed ikke generaliseres i samme grad som de første to. Derfor vil gruppe 3 ikke diskuteres i dybden her, men kommer inn i diskusjonen relatert til Gruppe 1 (eksempelvis laksefiskernes interesser). Gruppe 4 griper inn i alle forslag til tiltak og må tas hensyn til i alle forvaltningsmessige diskusjoner og beslutninger, men er ikke et hovedtema for denne rapporten. Innen vassdragsforvaltning må myndighetene alltid balansere mellom de ulike gruppene og finne det beste kompromisset for å forsøke å oppfylle alle målsettinger samtidig.

4.2. Økologiske målsettinger: Variasjon i vannføring er naturlig

Det er konsensus innen forskningsmiljøet om at arter som lever i eller nær ved vassdrag trenger en viss vannføring for å opprettholde levedyktige populasjoner. Av nyere dato er imidlertid erkjennelsen om at vannføringsvariasjon og ekstreme hendelser kan være vel så viktig både i tid og rom (Halleraker & Harby 2006). Det sier seg selv at en stor fisk på vandring trenger mer vann enn en liten passiv og stasjonær fisk. Forskjellig minstevannføring til ulike årstider ligger inne i konsesjonen for mange regulerte vassdrag, noe som bedre gjenspeiler vassdragets naturlige vannføring. Allikevel anerkjennes det at et vassdrags naturlige flora og fauna (økologi) i mange tilfeller er avhengig av større forandringer i vannføring enn det som tradisjonelt har blitt sluppet. Større flommer initierer i mange tilfeller fiskevandring hos flere arter både oppover og nedover elva (Jonsson 1991, Kraabøl etc.). Flommer kan også i mange tilfeller føre til opprensning av planter og moser som ellers kan danne tette bestander med resulterende lavt arts mangfold. Mangel av flommer kan også føre til økt sedimentering, noe som videre kan gi grunnlag for en annen flora og bunndyrfauna og også til redusert vanngjennomstrømning i sedimentene med

mindre oksygentilførsel til fiskerogn som ligger i grusen.

4.3. Prøvereglement

Kunnskap om virkninger av vassdragsreguleringer må karakteriseres som relativt god, men de langsiktige virkningene og den relative betydningen av ulike typer påvirkninger er ofte vanskelig å forutse. Forvaltningen har i forbindelse med enkelte vassdragskonsesjoner ønsket større frihet for å teste ut alternative strategier for manøvrering. Begrunnelsen for dette er et best mulig faglig grunnlag for å fastsette et endelig manøvreringsreglement. Som regel er det hensyn til fisk og fisket som er hovedgrunnen for å innføre et vilkår med et såkalt ”prøvereglement” (Glover mfl. 2009). De første ”prøvereglement” ble introdusert i 1970-årene, bl.a. i Alta og Suldalslågen (Ulla-Førre utbyggingen). Dette innebar en betydelig utvidelse i fleksibiliteten i manøvreringsreglementene og ga mulighet for å prøve å belyse effekten av flere ulike reglement.

4.4. Suksesskriterier

4.4.1. Stabilitet og vedlikehold

De tiltakene som gjennomføres vil i varierende grad måtte vedlikeholdes og driftes for å kunne oppnå målsettinger også på lang sikt. Dette vil f.eks. være knyttet til fiskeutsettinger, habitatforbedringer og utlegging av gytegrus. Et overordnet mål er at tiltakene er vedlikeholdsfrie eller krever lite ettersyn (Palmer mfl. 2005). Slike tiltak er terskler i vassdrag med redusert vannføring, tilpasset og stedvis steinsetting og miljøtilpasset vannføring.

4.4.2. God økologisk tilstand (potensiale)

Gjennom vannforskriften har man etter hvert fått etablert standarder for hvordan økologisk tilstand kan måles i forhold til naturlig uforstyrret tilstand. Det brukes ulike miljøindikatorer (biologiske kvalitetselementer) som er definert til å være sensitive for påvirkninger og typiske for den aktuelle vanntypen (i Norge ofte kalkfattige vanntyper). Hvis man har samlet inn tilstrekkelig data for å kunne fastsette økologisk tilstand, bør man også kunne gjenta disse målingene og overvåke eventuelle endringer fra ett nivå til et annet, slik vannforskriften legger opp til.

Det som fortsatt viser seg vanskelig med de få prøveprosjektene som har slike data, er å kunne identifisere de endringene som er forårsaket av et avbøtende tiltak (f.eks. endret reguleringsmønster). Er det endringen i reguleringsmønster eller er det andre faktorer som har vært spilt en større rolle (f.eks. naturlig redusert forsurening) og som har bidratt mest til reetablering av en bestemt fiskebestand? Selv etter at målemetoder for økologisk tilstand har blitt godt definert, har man fortsatt problemer med å identifisere direkte årsaks- og virkningssammenhenger. Det nærmeste man kommer dette er at man gjennom omfattende studier av viktige fiskebestander med rimelig sikkerhet kan identifisere om et tiltak har bidratt til å løse en tidligere begrensende faktor i fiskens livssyklus/næringstilgang.

I norsk vassdragsforvaltning legges stor vekt på tilstanden for fiskebestandene, i særdeleshet laks, sjøaure, storaure og røye. Dels er dette forårsaket av sterke interesser blant sportsfiskere, reiselivsnæringen, grunneiere og andre lokale virksomheter. Samtidig er fisk den best egnede indikatoren for enkelte påvirkninger, bl.a. for vandringshindre.

4.4.3. Alger og makrofytter

Forvaltningen og regulanter har ofte hatt problemer med introduksjon, spredning og oppblomstring av en bestemt art, f.eks. krypsiv eller vasspest. Årsakene til slike oppblomstringer er ofte komplekse og sammensatte. I mange tilfelle er selve reguleringen bare én av mange faktorer, og vellykkede tiltak for å gjenopprette en mer naturlig artssammensetning må adressere flere faktorer samtidig. Både vanntemperatur og vannkvalitet er ofte sterkt inn i bildet.

Hvordan kan man etablere et suksesskriterium for slike tiltak? Igjen må man ha gode data i utgangspunktet; for utvikling i vannkvalitet og vanntemperatur, isforhold, sedimentering osv., slik at alle fysiske og kjemiske effekter er godt kartlagt og forutsigbare. Selv når disse faktorene er kjent, kan de biologiske effekter av tiltaket fortsatt vise seg uforutsigbare. Bekjempelse av krypsiv med flere ulike metoder har ofte vist seg vanskelig, selv om fysiske og til dels kjemiske effekter av tiltakspakken (eksempelvis kalking) er godt kjent.

En av teknikkene som kan tas i bruk for å overvåke vassdragets karakter og artssammensetning er "River Habitat Survey" (RHS), en systematisk metode utviklet i Storbritannia som baserer seg på faste transekter som settes opp langs vassdraget, og hvor artene kartlegges og registreres i detalj. Ved senere å komme tilbake til samme transekt og bruke samme kartleggingsteknikk, kan endringer over tid bli godt dokumentert. Denne teknikken vil egne seg godt for dokumentasjon av effekter (og eventuell grad av suksess) fra de ulike tiltakene som innrettes mot endringer i tettheter av makrofyter og påvekstalger. Liknende teknikker har blitt utviklet videre i Finland under begrepet "Lake Habitat Surveys".

4.4.4. Landskap og estetiske verdier

Virkinger på landskap vil alltid avhenge av det landskapsrommet elva eller innsjøen befinner seg i. Vi har valgt å bruke tre situasjoner der landskapsmessig virkning spiller en viktig rolle for totalopplevelsen og for befolkningens bruk av terrenget for friluftsliv, reiseliv, naturopplevelser osv.

Først har man bratte fjellområder, der ville og stupbratte fossefall setter sitt preg på landskapet. Blir disse fossefallene betydelig redusert, vil landskapet bli negativt påvirket. I den senere tiden har systematisk fotografering og bildeanalyse blitt brukt for å dokumentere virkningen av redusert vannføring. Likevel har man ikke lyktes med å utarbeide retningslinjer eller terskelverdier for når redusert vannføring kan aksepteres eller ikke. Hver foss ligger i et unikt landskapsrom og må behandles skjønnsmessig for seg selv eller i kombinasjon med andre fosser og andre viktige landskapselementer. Dermed får virkningene den grad av aksept som redusert vannføring oppnår hos de som bor og ferdes i det aktuelle landskapsrommet.

Dernest har man større elver som renner gjennom skogs- og kulturlandskap etter en sterk reduksjon i vannføringen. Dette kan gi store eksponerte flater med stein og elvegrus, med etterfølgende etablering av kratt som ikke lenger spyles vekk av flommer eller holdes i sjakk av normale vanndekkede arealer. I slike situasjoner er vanndekket areal en av parametrene som kan brukes for å måle suksess. Helt fra man innførte terskelbygging, har den landskapsmessige målsettingen vært å opprettholde et like stort vannspeil bak en terskel som elva tidligere dekket med sin naturlige, større vannføring. Ser vi på serier med terskler (Figur 8 Samnanger cellederskler) kan den uerfarne observatøren vanskelig se forskjellen mellom naturlig elv og den avbildete elva med redusert vannføring og mange cellederskler. Dette støtter opp under påstanden

om at vanddekket areal er det mest relevante måleparameter som kan brukes for å måle den landskapsmessige virkningen. Økologiske virkninger er helt annerledes og diskuteres adskilt fra det landskapsmessige.

Den tredje situasjonen er regulerte innsjøer i høyfjellet som er synlige fra lange avstander, og reguleringssonen stikker seg fram som et belte over vannflaten som er fri for all form for vegetasjon. Et vanlig mottiltak er å kreve at vannstanden holdes nært opp til HRV hele sommeren, slik at magasinet framstår mer som en naturlig innsjø. Her kan man også måle tiltakets virkning ved å måle hvor lenge og hvor mye av reguleringssonen som er eksponert i de sommermånedene som er is- og snøfrie. Tiltakets suksesskriterium vil derfor være grad av oppnåelse av denne målsettingen.

4.4.5. Andre brukerinteresser

I norsk vassdragsforvaltning legges det stor vekt på tilstanden for fiskebestandene, og i særdeleshet laksebestander, sjøaure og storaure. Dels er dette forårsaket av sterke interesser blant sportsfiskere, reiselivsnæringen, grunneiere og andre lokale virksomheter. Så lenge disse hensynene ikke kommer i konflikt med biologisk mangfold og hensyn til andre naturlig forekommende arter, er dette kompatibelt med vannforskriften og dens overordnede økologiske målsetting. Men det vil dukke opp flere tilfeller der myndighetene må prioritere mellom ulike målsettinger, både de som gjelder brukerinteresser, landskapsmessige målsettinger og bedre økologisk tilstand generelt. I slike situasjoner kan man ikke lage generelle regler, og denne rapporten kan bare i begrenset grad gi råd for prioriteringen som må gjøres mellom de ulike interessene.

4.4.6. Økonomiske suksesskriterier

Det er lett å glemme at økonomisk suksess også må måles og avveies mot suksess i oppnåelse av økologiske forbedringer. Kostnader med tiltak, og eventuelt tap av kraftproduksjon, er lett å beregne i vårt markedsbaserte kraftsystem. Ved å bruke etablerte regneteknikker og historiske eller framtidige markedspriser for energi og andre kraftsystemtjenester, kan man få fram pålitelige tall for hva et bestemt tiltak vil kunne koste både samfunnet og regulanten. Dette er ikke et prioritert tema for denne rapporten, og diskusjon om økonomiske kontra økologiske verdier hører heller ikke hjemme her.

Som et eksempel på hvordan kostnader med tapt produksjon kan regnes, vises til Anneks 4.

4.4.7. Lokal aksept

Vannforskriften tar godt vare på målsettingen om mest mulig naturlig forekommende arter (god tilstand), noe som samsvarer med målsettinger i biomangfoldsloven. Derimot er den lokale befolkningen ikke alltid så opptatt av biodiversitet eller økologisk tilstand, men av andre verdier. Her kommer det gjerne inn estetiske verdier (landskapsbildet) og kommersielle interesser (reiselivsnæringen). Det nytter ikke å vise til god økologisk tilstand for å forklare tiltakets suksess, dersom en høy grad av lokalaksept ikke er tilstede. Derfor anbefales det at grad av lokal aksept inkluderes som et suksesskriterium.

Med så mange divergerende interesser fra lokalbefolkningen langs et vassdrag er det vanskelig å oppnå konsensus for et foreslått tiltak. Mange konsesjonssaker har vist at det går an å finne fram

til avbøtende tiltak som oppnår en høy grad av lokalaksept, og disse kan derfor bli vurdert som en suksess. Suksesshistorier mister ofte oppmerksomhet fordi konfliktnivået blir lite, og faglig oppfølging og overvåking av tiltaket ofte ikke finner sted. Man har derfor lite data fra suksesshistorier, i hvert fall etter de første par driftsår.

Hvordan myndighetene utfører revisjonsprosesser, inkludert innrapportering til EU, og gjennomfører vedtatte avbøtende tiltak er viktig for framtidens vassdragsforvaltning. Forutsatt en fortsatt stor grad av lokal innflytelse i alle prosesser fram til reviderte konsesjonsvilkår, kan man forvente at fiskebestandens tilstand, naturlig reproduksjon og biologisk mangfold vil være sentrale elementer i alle målsettinger som framtidige tiltak rettes inn mot.

4.4.8. Framtidens målsettinger

Man kan dermed forsøke å oppsummere hvordan man kan definere suksesskriterier gitt disse overordnede målsettinger.

1. Økt vekt på biologisk mangfold og naturtilstanden. Redusert vekt på fiske og mengder fangbare fisk til fordel for større artsvariasjon
2. Økt vekt på frie vandringsveier, forbedrete fiskepassasjer og større vannforekomster i regulerte elver
3. Forbedrete, tekniske løsninger innrettet mot mindre dødelighet ved nedvandring (laksesmolt og ål mot havet). Her gjelder f.eks. installasjon av luker for tapping langs gamle tømmerløp, fiskesperrer av ulike slag foran kraftinntak (strobelys, ultralyd, bobleanlegg osv.)
4. Økt bruk av prøvereglement eller prøvekjøringer med tanke på landskap og vanndekket areal

4.5. Konklusjoner

4.5.1. Klargjøring av målsettinger

Vår gjennomgang av avbøtende tiltak utført i Norge i den senere tid har avdekket noen felles trekk. Ett av de mest gjennomgående er savnet etter veldokumenterte målsettinger for tiltakene. I de tilfeller der man har kommet så langt som å dokumentere målsettinger basert på forsker-anbefalinger eller liknende, blir disse ofte ikke bekreftet vedtatt av tiltakshaveren, myndigheter eller andre. Selve konsesjonsbetingelsene spesifiserer målsettinger med altfor liten detaljeringsgrad, eller ikke i det hele tatt.

Uten oppnådd enighet om målsettinger og god dokumentasjon av disse kan det være vanskelig å evaluere om målsettinger har blitt oppfylt eller ikke. Dette bør kunne rettes på ved hjelp av de skrittvis prosessene som kreves av vannforskriften. På et overordnet nivå sier vannforskriften at det skal settes etterprøvbare miljømål for alle vannforekomster. Videre skal det unngås forverring og oppnås godt økologisk potensiale (GØP) i sterkt modifiserte vassdrag. Eller dersom det er realistisk med tiltak, skal det oppnås naturlig økologisk tilstand uten sterk redusert samfunns-

nytte fra vannkraftproduksjon eller flomvern. Noen regulerte vassdrag kan således også regnes som naturlige, der minst god økologisk tilstand er mulig å oppnå med tiltak. For de andre vil målet GØP forutsette at alle rimelige tiltak skal iverksettes, bortsett fra de som medfører vesentlig endring av bruken, påvirker det generelle miljøet negativt eller påfører tiltakshaver uforholdsmessige kostnader (f.eks. vesentlige vannføringskrav eller magasinrestriksjoner).

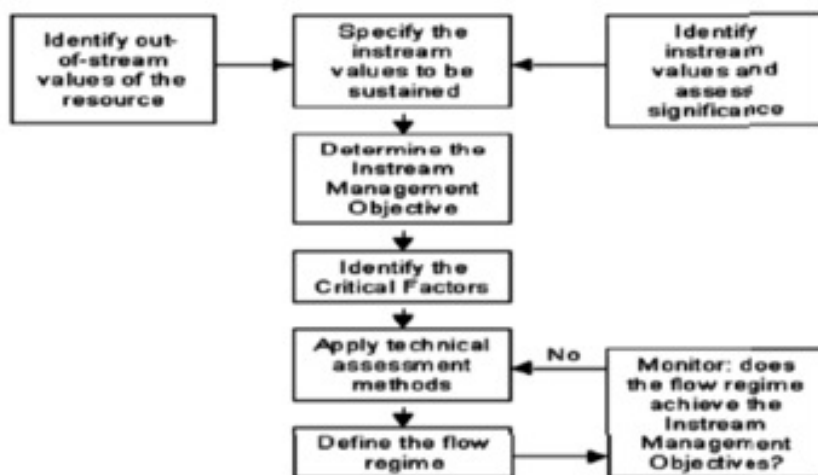
GØP vil være forskjellig i de ulike vassdragene, og vil kunne endres dersom vilkårsrevisjoner gjennomføres. Revisjonene medfører lokal debatt, avveininger og til slutt oppnådd enighet om lokalt prioriterte økologiske målsettinger. Slike prioriterte målsettinger bør defineres som økologiske funksjonsmål og helst på artsnivå. Tiltaksplaner med målsettinger av typen "flest mulig bunndyr og fiskearter" er ikke tilstrekkelig spesifikke. En tiltaksplan må rettes inn mot målbare indikatorarter for økologiske forhold i henhold til den aktuelle vanntypen som allerede er interkalibrert og tatt i bruk i Norge. I henhold til vannforskriftprosessene legges det opp til en mer systematisk forvaltning enn tidligere, som bl.a. innebærer at miljøtilstand og effekt av tiltak skal evalueres hvert 6. år framover.

Videre kan man ha andre målsettinger med avbøtende tiltak enn de som beskrives i vannforskriften. Så lenge det ikke går på bekostning av økologisk tilstand generelt eller betydelig reduksjon i vannkraftproduksjonen totalt sett, kan man også definere målsettinger som lokalsamfunnet ønsker. Dette kan være ivaretagelse av estetiske kvaliteter knyttet til landskapet rundt elver, reguleringsmagasin og fossefall, tilgang for båter, ferdsel på isen, tilrettelegging av badeplasser, fiskeplasser osv. Disse hensynene kan uttrykkes som brukermål utover minstekravene som følger av vannforskriften. Hensyn til våtmarkssystemer, fugleliv og terrestrisk økologi kan også spille inn i forhold til trekkruiter, gjerdeeffekter osv.

Den store variasjonen i naturforhold, så vel som miljø- og brukermål, gjør det svært komplisert å spesifisere retningslinjer eller andre verktøy for å fastsette optimale avbøtende tiltak. Lokale prioriteringer må først komme til uttrykk gjennom lokale prosesser og høringer, noe det legges opp til gjennom systemet for vilkårsrevisjoner. Konkrete eksempler kan bidra i denne prosessen. Manglende enighet om målsettinger har ofte ført til at tiltakene blir iverksatt uten klargjøring av målsettingene. Dette har tradisjonelt blitt betegnende for konsesjons-pålagte vilkår som slipp av bestemte konstante minstevannføringer. Pålagte vannføringer har blitt bestemt ut fra hydrologiske kriterier som 95 % oversteget vannføring (Q95) i fravær av klare økologiske eller landskapsmessige målsettinger.

Det finnes tegn til at praksisen rundt fastsetting av mål er i ferd med å bli endret i positiv retning. Når det gjelder landskapsmessig virkning, har krav til billeddokumentasjon blitt vesentlig skjerpet de siste årene. I dag er visuell opplevelse av fossefall i større grad retningsgivende for fastsetting av minstevann.

Figur 12 (Biggs mfl. 2006) indikerer hvordan beslutningsprosessen burde utarte seg for prioritering og definisjon av avbøtende tiltak.



Figur 12 Viktige skritt i prosessen ved å fastsette vilkår for minstevann og andre vannslipp

4.5.2. Semikvantitative teknikker for å måle suksess

Under behandling av konsesjonssøknader for nye kraftverk og reguleringer har det blitt utarbeidet en standard teknikk for dokumentasjon av konsekvenser. Teknikken er utviklet for veibyggingsprosjekter i Norge og er senere også tatt i bruk i behandling av vassdragsaker (se Anneks 2).

Fordelen med en skjønsmessig vurdering dokumentert i en bestemt skala, er at man tvinger fagmiljøene til å jobbe på en konsekvent måte og rapportere i et sammenliknbart format.

Vi ser ingen grunn til at den samme teknikken ikke kan tas i bruk for å kartlegge endringer over tid i samme prosjekt. Hvis fagekspertene er bedt om å gjenta sine vurderinger av faktiske konsekvenser av prosjekter etter f.eks. 3 års drift, vil man få en god sammenlikning mellom konsekvensutredningen og den faktiske utviklingen. Samtidig vil man få registrert om avbøtende tiltak som ble gjennomført i prosjektperioden har hatt den tilsiktete virkningen, altså et mål på suksess.

4.5.3. Særlig viktige hensyn

Norge har underskrevet avtaler som forplikter Norge til å ivareta særlig viktige hensyn, og disse vil kunne veie tyngre enn lokale ønsker i prioritering og oppfølging av tiltak. For eksempel er Norges ansvar for nordatlantiske laksestammer prioritert når det gjelder tiltak for å avbøte virkninger av reguleringer. Av andre nasjonale forpliktelser kan nevnes verdens kultur- og naturarv (urørt fjordlandskap) og villreinstammer. Naturmangfoldsloven vil trolig bidra til større oppmerksomhet rundt slike verdier og høyere prioritering av biologisk mangfold som en overordnet målsetting med tiltaksplaner. En rangering av ulike miljøhensyn er bl.a. gjengitt i OEDs retningslinjer for fylkesvise småkraftplaner og i kriterier for områder der vannslipp er særlig aktuelt i utkast til retningslinjer for vilkårsrevisjoner.

5. Referanser

- Anon. 1990. Fisketrapper. Funksjoner og virkemåter. Innstilling fra fisketrapputvalget. Rapport Direktoratet for naturforvaltning og Vassdragsregulantenenes Forening. 71 s. + vedlegg.
- Arnekleiv, J.V., Fjellheim, A., Raddum, G.G., Sandnæs, T.O., Fergus, T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Midt- og Vest-Norge (79 s.)
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. 1996. Migratory behavior of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated Rivers; Research & Management* 12; 39-49.
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. 1998. Opp- og nedvandring av ørret ved Hunderfossen kraftverk. Proceedings from the Nordic Conference on Fish Passage, Oslo 9.-11. september 1998. DN-notat 1998-1.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582; 5-15.
- Borgstrøm, R. 1970. *Lepidurus arcticus* i Stolsvatn i Hallingdal. *Fauna* 23, 12-20.
- Asvall, R.P. 2008. Altautbyggingen. Vanntemperatur- og isforhold om vinteren (2007-08). NVE - Oppdragsrapport A 13, 2008.
- Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. *Inst. Fresh. Res. Rep. Drottningholm*, 49, 183-20.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Martinsen, B.O. & Vethe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. Direktoratet for naturforvaltning, DN-utredning 2005-3. 72 s.
- Barlaup, B.T., Skoglund, H., Gabrielsen, S.E., Wiers, T. & Håvardstun, J. 2006. Utlegging av gytegrus for laks i Nidelva – undersøkelse av gytegroper og ungfisk 2003 – 2006. LFI, Unifob, Universitetet i Bergen. Rapport 135.
- Biggs, Barry J.F., Ibbitt, R.P., Jowett, I.G., 2008. Determination of flow regimes for protection of in-river values in New Zealand: an overview. *Ecology and hydrobiology* Vol. 8 No.1, pp. 17-29 (NZ).
- Borgstrøm, R. 1970. *Lepidurus arcticus* i Stolsvatn i Hallingdal. *Fauna* 23, 12-20.
- Borgstrøm, R. 1973a. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mår vann, a Norwegian reservoir. *Norw. J. Zool.* 21, 101-112.
- Borgstrøm, R. 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I: Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetets naturhistoriske museer, Oslo*, 22, 11 s.
- Borgstrøm, R. 1997. Skjoldkreps – et arktisk dyr i norske innsjøer. *Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Fagnytt* 4 (9): 1-4.
- Brabrand, Å. 2010. Næringsdyr i reguleringsmagasiner; virkning av reguleringshøyde og manøvrering. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetets naturhistoriske museer, Oslo*, 281; 40 s.
- Brittain, J.E., Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.O. 1993a. Steinsetting i vassdrag. Virkning på bunndyr og fisk. Foredrag på konferansen Inngrep i vassdrag – konsekvenser og tiltak. Bergen, 2.-4. februar 1993.
- Brittain, J.E., Eie, J.A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J. & Heggenes, J. 1993b. Improvement of fish habitat in a Norwegian river channelization scheme. *Regulated Rivers: Research and Management* 8: 189-194.

- Calles, O., Bergdahl, D. 2009. Ålens nedstrømspassage av vattenkraftverk – Före och efter åtgärd. Rapp. Karlstad University Studies 2009: 19.
- Eie, J.A., Brittain, J.E. & Eie, J.A. 1995. Biotopjusteringstiltak i vassdrag. Kraft og miljø 21. 79 s. Norges vassdrags- og energiverk.
- Fergus, T., Hoseth, K.A. & Sæterbø, E. (red.) 2010. Vassdragshåndboka: håndbok i vassdragsteknikk. Tapir Akademisk Forlag, Trondheim, 428 s.
- Fjellheim, A. 1993. Tersklers virkning på miljøet i regulerte vassdrag, s. 484-510 i Faugli, P.E., Erlandsen, A. & Eikenæs, O. (red.): Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE Publikasjon nr. 13 1993, bind 2.
- Forseth, T., Fiske, P., Hvidsten, N.A. & Saltveit, S.J. 2003. Smoltoverlevelse i Suldalslågen – miljøfaktorer som påvirker smoltutvandring og overlevelse i fjorden. Suldalslågen – Miljørapport nr. 30. Statkraft.
- Gregersen, F., Haugen, T.O. & Larsen, Ø.N. 2006. Egg size differentiation among sympatric demes of brown trout: possible effects of density-dependent interactions. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 237-246. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2006.00129.x.
- Gregersen, F., Haugen, T.O. & Vøllestad, L.A. 2008. Contemporary egg size divergence among sympatric grayling demes with common ancestors. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 110-118. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2007.00264.x.
- Gregersen, F., Johnsen, S.I., Hegge, O. & Kraabøl, M. 2007. Nedvandring av utgytt Hunderaure forbi Hunderfossen dam og videre nedstrøms gyteområdet ved jernbanebrua. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 1/07, 21 sider + vedlegg.
- Halleraker, J.H., mfl., Application of multiscale environmental flow methodologies as tools for optimized management of a Norwegian regulated national salmon watercourse. *River Research and Applications*, 2007. 23 (5): p. 493-510.
- Halleraker, J.H. og Harby, A. 2006. Oversikt over internasjonale metoder for å bestemme miljøbasert vannføring – Hvilke egner seg for norske forhold? NVE Miljøbasert vannføring rapport nr. 9.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver – Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. SINTEF-rapport TR A5932. 39 s.
- Harby, A. mfl., Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing, i Teknisk Rapport. 2004, SINTEF. s. 39.
- Hesthagen, T., Johnsen, S.I. & Gran, R. 2010. Effect of supplementary stocking of juvenile brown trout, *Salmo trutta*, on yield in a Norwegian mountain reservoir. - *Fisheries Management and Ecology* 17 (2): 186-191.
- Jensen, A.J. & Aass, P. 1995. Migration of a fast-growing population of brown trout (*Salmo trutta* L.) through a fish ladder in relation to water flow and water temperature. *Regulated Rivers; Research & Management* 10; 217-228.
- Johnsen, B.O., Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B., Næsje, T.F., Rosseland, B.O., Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsreguleringer på villaks. Kunnskapsenter for Laks og Vannmiljø (ISBN 9788293068-12-9), 111 s. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø.
- Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 66, 20-35.
- Jonsson, N., Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology*, 47, 1391-1401.
- Karpinen, P., Mäkinen, T.S., Erkinaro, J. mfl. 2002. Migratory and route-seeking behaviour of ascending atlantic salmon in river Tuloma. *Hydrobiologia* 483: 23-30.

- Kraabøl, M. mfl. 2009. Nedvandring av vinterstøing og smolt av Hunderørret ved Hunderfossen kraftverk. Anbefalinger om vannslipp og lukemanøvringer. NTNU rapport.
- Kraabøl, M. 2006. Gytebiologi hos Hunderørret i Gudbrandsdalslågen nedenfor Hunderfossen kraftverk - NINA Rapport 217, 34 sider.
- Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. 2007. Telemetristudier av gytevandrende Hunderørret i Gudbrandsdalslågen 1990-1997; vandringsproblemer og fordeling av gytefisk. NTNU, Vitenskapsmuseet, zoologisk notat 2007-5, 23 sider.
- Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. 1997. Utvandring av vinterstøing og smolt av Hunderørret fra Gudbrandsdalslågen i relasjon til manøvrering av Hunderfossen kraftverk – pilotforsøk med radiotelemetri. NTNU, Vitenskapsmuseet, zoologisk notat 1997-1, 22 sider + vedlegg.
- Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V. & Museth, J. 2008. Emigration patterns among trout, *Salmo trutta* (L.), kelts and smolts through spillways in a hydroelectric dam. *Fisheries Management and Ecology* 15; 417-423.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J. & Sandlund, O.T. 2009. Conserving iteroparous fish stocks in regulated rivers; the need for a broader perspective! *Fisheries Management and Ecology* 16; 337-340.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Laine, A., Jokivirta, T. & Katopodis, C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river – fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*, 2002, 9, 65-77.
- Larinier, M. Chanseau, F. Bau, O. Croze. 2005. The use of radio telemetry for optimizing fish pass design, p. 53-60. In: *Spedicato, M.T.; Lembo, G.; Marmulla, G. (red.) Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica.*
- Lundqvist, H., P. Rivinoja, K. Leonardsson & S. McKinnell. 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia* 602:111-127.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad Shah, J., Galat, D.J., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D.H., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Srivastava, P. & Sudduth, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42, 208-217.
- Rivinoja, P., McKinnell, S. & Lundqvist, H. 2001. Hindrances to upstream migration of atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 101-115.
- Hesthagen, T. & Garnås, E. 1986. Migration of Atlantic salmon smolts in River Orkla of central Norway in relation to management of a hydroelectric station. *North American Journal of Fisheries Management*, 3, 376-382.
- Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. Terskelprosjektet. NVE. Kraft og miljø nr. 10: 1-120.
- Renöfält, B.M., Jansson Roland, J. & Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55, 49-67.
- Rørslett, B. & Johnsen, S.W. 1996. Remedial measures with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Regulated Rivers* 12: 509-522.
- Saltveit, S.J. 1993. Abundance of juvenile Atlantic salmon and brown trout in relation to stocking and natural reproduction in the River Lærdalselva, Western Norway. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 277-283.

- Saltveit, S.J. 1998. Smoltutvandring hos laks i Suldalslågen. *Rapport Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen* 44: 1-26.
- Saltveit, S.J. 2004a. Smoltutvandring og smoltproduksjon hos laks og ørret i Suldalslågen i perioden 1998 til 2003. Delrapport. *Suldalslågen-Miljørapport Laboratoriet for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Oslo*, **35**, 32 s. + vedlegg.
- Saltveit, S.J. 2004b. Smoltutvandring hos laks og ørret i Suldalslågen i 2004. *Rapport, Laboratoriet for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Oslo*, **235**, 27 s. + vedlegg.
- Saltveit, S.J. & Bremnes, T. 2004. Effekter på bunndyr og fisk av ulike vannføringsregimer i Suldalslågen. Sluttrapport. *Suldalslågen-Miljørapport*, **42**, 140 s. + vedlegg.
- Saltveit, S. J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers Research & Management*, 2001. 17 (4-5): p. 609-622.
- Thorstad, E.B., Arnekleiv, J.V., Forseth, T., Sandlund, O.T., Jensen, A.J. & Næsje, T.F. 2006. Kapittel 8: Fisk. Fiskevandring og effekter av endringer i vannføring. - s. 100-118 i Saltveit, S.J. (red.) *Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo.*
- Thorstad, E.B. (ed.), Larsen, B.M., Hesthagen, T., Næsje, T.F., Poole, R., Aarestrup, K., Pedersen, M.I., Hanssen, F., Østborg, G.M., Økland, F., Aasestad, I. & Sandlund, O.T. 2010. Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging - en kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert vannføring 1-2010: 136 s. Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Ugedal, O., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Saksgård, L., Reinertsen, H.R., Fiske, P., Hvidsten, N.A. & Blom, H.H. 2006. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2005. NINA Rapport 177, 52 s.
- Webb, J., 1990. The movements of adult Atlantic salmon in the River Tay and Tummel to Pitlochry Dam. *Scottish Fisheries Research Report* 48: 27 pp.

Anneks 1 Case-studier av tiltak

Gruppe M1 - M5 Tiltak i magasiner

Gruppe M3 Terskelbassenger

CASE: Limingen

I innsjøen Limingen i Nord-Trøndelag, med reguleringshøyde på 6 m, er Gjersvika helt avsnørt fra resten av innsjøen med en fisketrapp mellom bassengene. NVE er i ferd med å lage en erfaringsoppsummering, men generelle erfaringer viser at Gjersvika etter terskelen kan betraktes som en separat innsjø med ulik økologi fra resten av Limingen. Den har god aurebestand, men lite røye (J.H. L'Abée-Lund, J.A. Eie, pers. medd.).

CASE: Innerdalen

I Innerdalsmagasinet (reguleringshøyde 35 m) i Orklavassdraget er det valgt en løsning, der en omløpskanal gjør at fisk kan svømme mellom hovedbassenget og det 40 hektar store terskelbassenget uavhengig av vannstand. Undersøkelser på 90-tallet (Koksvik 1992, 1993; Eie mfl. 1995) viste at forholdene for bunndyr og vegetasjon i littoralsonen til terskelbassenget ble bedre, og at fiskebestanden tok seg opp. Derimot tyder det ikke på at fiskebestanden i hovedmagasinet ble bedre. Undersøkelser av fugl viste økt diversitet og antall i området (Reitan 1992).

Grupper E1 - E7 Tiltak i elver

Gruppe E3 Endret tappestrategi

CASE: Dokka

Sik og storaure i Randsfjorden har ulike krav til optimal vannføring i tilførselselva Dokka gjennom året, spesielt knyttet til gytevandring og gyting, og siken trenger vann i elva på et annet tidspunkt enn auren. Auren vandrer opp i elva mye tidligere og har vesentlig lengre oppholdstid på elva enn siken. I tillegg gyter auren lenger opp i vassdraget. Siken har tradisjonelt betydd mye for bygdene rundt Randsfjorden og det ble utbetalt store erstatninger for denne ved konsesjonsoppkjørene, mens auren ble glemt. Siken ble favorisert framfor auren når det gjaldt etablering av vannføringsregime i elva i gytetiden om høsten. Siken gyter tidligere enn auren og lenger nede i Dokka elv, slik at mer vann til siken i gytetiden innebar mindre vann i auren gytetid. Samtidig er ikke siken, i motsetning til auren, avhengig av miljøforholdene på oppvekstområder i elv de første årene av livet. Betydningen av storauren har økt betydelig for sportsfiskere og turisme, og siken har falt dramatisk i verdi. Derfor ser man nå på muligheter for endringer av manøvreringen for å optimalisere forholdene for auren.

CASE: Numedalslågen

Ny konsesjon med nytt manøvreringsreglement ble innført i 2001. Minstevannføring over lakseførende strekning nederst i Numedalen er nå av høyeste prioritet. For at dette kravet skal bli oppfylt må vann fra Pålsbu- og Tunhovdmagasinerne tappes ned om sommeren. Dette kommer laksen til gode, men er til ulempe for interesser rundt magasinene. Dette er et godt eksempel på at tiltak rettet inn mot en målsetting kan ha negative virkninger på andre målsettinger andre steder i samme vassdrag.

CASE: Hunderaure

Hunderaurens utvandring av smolt og utgytt fisk er døgnsturt og foregår i grålysning og skumring (Gregersen mfl. 2006, Kraabøl mfl. 2009 osv.).

Gruppe E4 Minstevannføring**CASE: Hunderfossen, oppvandring**

Bygging av fisketrapp ved Hunderfossen og fastsetting av minstevannføring på strekningen i Gudbrandsdalslågen nedstrøms fossen er tiltak for å opprettholde Hunderaurens vandring og gyteforhold og sportsfisket knyttet til stammen. Det er ofte store utfordringer knyttet til fordeling av vann mellom fiske- og turistsesongen på sommeren og høstens gytevandring og gyting. Hunderfossen kan tjene som et meget godt eksempel på mange justeringer av vannføringen til ulike tider av året og steder for å optimalisere forholdene for ulike livshistoriestadier av storaure. Kraftverket ble satt i drift i 1963 uten minstevannføring. En fisketrapp ble senere bygd, med fast lav vannføring på strekningen nedstrøms kraftverket. I ettertid har det vist seg at vannføringsregimet er et problem for fiskevandring, gyting og oppvekst. Storauren bruker hele Lågen opp til Harpefoss, og gytevandringene er beskrevet i flere rapporter og artikler (Jensen & Aass 1991, Haugen mfl. 2008). Minstevannføringsstrekningen og Hunderfosdammen representerer de viktigste hindringene for aurestammens vandring. Elvestørrelsen tatt i betraktning er Lågen med sideelver og -bekker den viktigste tilløpselva til Mjøsa (Vollebæk, Heggenes mfl. 2009).

CASE: Hunderfossen, nedvandring

Utgytt Mjøsaure i Lågen har problemer med å passere kraftverksdammen ved Hunderfossen på vei tilbake til Mjøsa, dersom det ikke tappes tilstrekkelig overflatevann over dammen. Undersøkelser viser at auren raskt passerer dammen ved slipp av 10 m³/s over isluka. I løpet av et døgn vannslipp gjennom isluka 9.-10. november 2005 passerte 5 % (30 stk.) av all aure som hadde vandret opp fisketrappa den aktuelle høsten. Nedvandringen startet kort tid etter åpning av isluka og skjedde hovedsakelig morgen og kveld. Høyst 7 av de 30 aurene som slapp seg ned gjennom isluka ved dette forsøket ble registrert å vandre videre forbi jernbanebrua og nedover minstevannstrekningen mot Mjøsa. Undersøkelsen tyder på at en ved gjentatte korte vannslipp gjennom isluka, vil kunne øke antall aure som passerer ned forbi kraftverksdammen om høsten etter gyting. Det kan imidlertid tyde på at en stor andel av den fisken som slapp seg forbi dammen, ble stående i hølen nedenfor Hunderfossen. I så tilfelle vil vannslippet neppe bidra til å øke aurens overlevelse. Vannslipp over isluka om høsten anbefales derfor ikke tatt i bruk som et tiltak for å få utgytt fisk ned forbi Hunderfosdammen, før en evt. har mer kunnskap om hvordan en kan stimulere fisken til å gå helt ned til Mjøsa. Det er ønskelig med mer kunnskap om aurens nedvandring til Mjøsa, og overlevelse hos vinterstøinger ovenfor kraftverksdammen.

Kraabøl mfl. (2009) har kommet med følgende tilrådinger: For å sikre returvandring av utgytt Hunderaure, bør det slippes overflatevann over isluka i perioden 05.10–05.11. Vannslippet bør ikke underskride 4 m³/s og ikke overskride 15 m³/s. Vannslippet bør være tilnærmet konstant av hensyn til gyteforholdene på minstevannføringsstrekningen. Minst 10 m³/s av forbitapping av overskuddsvann i mai, juni og juli bør i størst mulig grad gjøres som overflatevann gjennom isluka for å sikre nedvandring av vinterstøing og smolt. Dersom isluka ikke kan benyttes enkelte år, bør tilsvarende vannslipp skje over tømmerluka. Det samme gjelder for utvandrende smolt.

CASE: Hølsaug

Hunderauren har problemer med å finne MVS ved lavere vannføring enn 50 m³/s (Kraabøl mfl. 1992, 2007). Ved samløpet mellom regulert elveleie og driftsvannstunnel i Hølsaug opphørte forbivandring av Hunderaure når minstevannføringen i det regulerte elveleiet var 15 m³/s eller lavere. Ved minstevannføringer på 20 m³/s eller mer foregikk forbivandringen tilsynelatende uten problemer. Videre oppvandring på minstevannføringsstrekningen fra Hølsaug og opp til Hunderfossen foregikk uten problemer ved vannføringer ned til 5 m³/s. Resultatene fra til sammen tre lokkeflommer viste at mellom 50 og 70 % av Hunderaure som ble forhindret videre oppvandring ved minstevannføringer under 15 m³/s, passerte Hølsaug i løpet av lokkeflommer på 60 m³/s i et døgn. Kun et fåtall av de radiomerkede aurene nådde fram til Hunderfossen under lokkeflommen, men de fortsatte oppvandringen ved 10 og 5 m³/s i etterkant av lokkeflommen. Fisketrappen i Hunderfossen gir vandringsproblemer for Hunderaure ved at om lag en tredjedel av de radiomerkede aurene som ble fanget i trappa og gjenutsatt i Mjøsa, lyktes i å returnere til fisketrappen etter 12–84 døgn med søking. To tredjedeler viste søkeatferd inntil trappemunningen, men lyktes ikke å passere fisketrappen. Disse ble tvunget til å gyte nedenfor Hunderfossen. Fordelingen av radiomerkede aurer på gyteplassene avdekket 6 gytelokaliteter nedenfor Hunderfossen. Resultatene indikerte at en betydelig andel av gytefisk ble tvunget til å gyte på disse lokalitetene som følge av vandringsproblemer forårsaket av reguleringsinngrepene fra Hunderfossen kraftverk. Ovenfor Hunderfossen ble det registrert 9 gyte-lokaliteter fordelt på strekningen Granrudmoen i Øyer og opp til Harpefoss i Sør-Fron.

Det konkluderes med at gytevandrende Hunderaure møter vannføringsavhengige vandringsproblemer ved samløpet mellom regulert elveleie og driftsvannstunnelen i Hølsaug, og at fisketrappen både forsinket og forhindret gytevandringen i betydelig grad. Opphopning av gytefisk nedenfor Hølsaug og Hunderfossen tolkes som en effekt av reguleringsinngrepene og kan i betydelig grad utbedres ved å optimalisere minstevannføringsregimet, slippe lokkeflommer dersom sommeren og høsten er nedbørfattige, og å manøvrere lukene optimalt slik at gytevandrende aure ledes så nært inntil fisketrappen som mulig. Disse tiltakene vil kunne øke den naturlige rekrutteringen av Hunderaure.

CASE: Aura

Når det gjelder måling av suksess kan fastsetting av ny minstevannføring i Aura være et godt eksempel. Denne kraftutbyggingen i grenseområdene mellom Oppland og Møre og Romsdal er en av landets største og har produsert strøm i 40 år. Konesjonen ble gitt uten tilstrekkelige hensyn til miljøet nedstrøms Aursjøen og har derfor også skapt betydelige miljøproblemer. Konesjonen stiller ikke krav om minstevannføring i elvene som er berørt av utbyggingen. Konsekvensen er svært alvorlig for villaksen og har i tillegg skapt problemer for sjøaure og andre arter som er avhengige av nok vann i elvene. Fra en situasjon der ferskvannsbiologisk mangfold nærmest er ikkeeksisterende, er det mye å hente bare ved å slippe litt minstevann, og at det dermed gjenskapes et nytt system. Skal man imidlertid få tilbake anadrom laksefisk, må man tenke laksefisktilpasset vannføring, skissert i planene til NINA/DN. Vann er det garanterte suksesskriteriet, mens ytterligere suksess er sikret ved å tilpasse vannføringsregimet til laksefiskenes miljøkrav i ulike livshistoriefaser. Samarbeid mellom konsesjonæren, forsknings- og forvaltningsmiljøer, lokale grunneiere og interessenter er en forutsetning for å komme fram til gode kompromisser mellom økologi og kraftproduksjon og er dermed en forutsetning for suksess.

CASE: Vinstra

I Vinstravassdraget har det heller ikke vært pålagt minstevannføring. Ved nylig revisjon ble det avsatt minstevannføring på deler av strekningen på 1–3 m³/s. Konsesjonene for regulering av de ulike vannkraftmagasinene i Vinstravassdraget er relativt gamle. Vilråene i konsesjonene ga begrensede muligheter til å ivareta naturmiljøet i vassdraget, sammenliknet med hva som er tilfelle i nyere konsesjoner. De nye vilråene inneholder dagens standardvilrå innen naturforvaltning, noe som gir mer fleksible muligheter for hvilke avbøtende tiltak regulanten kan pålegges å gjennomføre. Regulanten må også stille større beløp enn tidligere til disposisjon for tiltak til fremme av vilt, fiske og friluftsliv i de berørte kommunene. Den viktigste endringen av vilråene er et krav om slipp av minstevann i Vinstra elv fra Øyvassoset, noe som er positivt for fiskens næringsgrunnlag og potensielt for rekruttering. Våtmarksområdene Hersjøene og Vinsterlonene i Nord-Fron kommune nyter også godt av minstevannføringen. Denne strekningen er godt synlig i landskapet, og minstevannslipp medfører dermed positive effekter både for biologisk mangfold og landskapsestetikk.

Gruppe E5 spesielle vannslipp

E5a Lokkeflommer

CASE: Suldalslågen

Utvandring av lakse- og auresmolt i Suldalslågen har blitt studert siden 1993 (Pethon & Lillehammer 1995, Saltveit 1998, 2004a, 2004b, Gravem & Gregersen 2008). Forseth mfl. (2003) viser at smoltutvandringsvolumet korrelerer med høy og økende vannføring, og to forskjellige slippmodeller ble utprøvd i perioden 1998-2003. Begge omfatter utvandringsflommer, noe som viser klare tegn til å fungere etter hensikten, spesielt når slipp tidspunkt justeres etter sesong og vanntemperatur.

CASE: Mandalselva

Tidligere har det vært en lav minstevannføring i Mandalselva, mens det i de senere år har vært gjennomført forsøk for å fastslå betydningen av lokkeflommer for å få laksen til å vandre gjennom minstevannføringsløpet forbi Laudal kraftstasjon og opp til Mannflåvatn. Forsøkene viste at de fleste laksene vandret i forbindelse med ekstra slipp av vann. Lokkeflommene tilfredsstilte derved målsettingen om å få fisken videre forbi Laudal kraftstasjon (Lura 2007).

CASE: Hunderfossen

Det er i dag prosesser i gang for å optimalisere vannføringen på MVS for å øke storaurens oppgang, oppvekst og gyting. Momenter en ser på er vannføring og hydrologi på gyte plassene, kvaliteten på oppvekstarealet, nedvandring av utgytt gytefisk og smolt og på feilvandring. Mer vannføring på minstevannstrekningen hadde begunstiget fiskeproduksjon og vandring. Undersøkelser viser at både nedvandring etter gyting, og for smolt om våren, er problematisk. Det samme gjelder for gytevandringen oppover i elva.

Undersøkelser viser at minstevannføringen ned mot 2 m³/s i gytetesongen sterkt begrenser gytearealet og kvaliteten ved jernbanebrua (et mye brukt gyteområde), og det er ellers marginal gyting på de gamle gyteområdene. I gytetiden i oktober ble den gjennomsnittlige vannføringen over gytefeltet redusert med 89,1 %. I inkubasjonstiden for rogn i perioden november til april ble

vannføringen redusert med rundt 95 %. Den trinnvise reduksjonen av minstevannføringen fra 20 til 2 m³/s i løpet av september turrlegger store arealer egnet gytesubstrat. Det gjeldende minstevannføringsreglementet fra 1976 er presist synkronisert til gytetiden for storaure, men det foreslås tiltak som ytterligere optimaliserer samvirkning mellom minstevann og gytesuksess (Kraabøl 2006).

CASE: Måna, Rjukan

Etter utbygging rant kun restfeltet gjennom Månassdraget fra Møsvatn i Telemark. Denne vannføringen er ikke tilstrekkelig for å avrenne kloakken som siger ut fra kloakksystemet i Rjukan. Vassdragssimulatoren er brukt i Måna for å beregne nivået på kloakkforurensning ved ulike vannføringer (Harby 2000). I dag er det innført minstevannføring både for å redde storauren i elva og for å få bukt med kloakken.

CASE: Otra

Vinteren 2011 ble vannføringen i Otra senket i en streng kuldeperiode for innfrysing av vegetasjon. Deretter økte man vannføringen for å spyle innfrost vegetasjon vekk med isgangen. Slike tiltak representerer naturlig variasjon, som er en viktig del av det abiotiske miljøet i elva. I uregulert tilstand var vintervannføringen ofte meget lav, slik at innfrysing var vanlig. Se også rapporter av Vegge (2006) og Johansen (2008).

E5d spyleflommer

CASE: Suldalslågen

I f.eks. Suldalslågen er utjevnet vannføring etter regulering trolig årsaken til den sterke begroingen av mose, som igjen gir ytterligere økt sedimentering av finmateriale som følge av redusert transportkapasitet (Rørslett mfl. 1989, Bogen 1997). Binding av sand i mosedekket er en viktig faktor for økning av finsedimenter i elva. Spesielt gir de kortvokste levermosene eller teppemose liten variasjon i habitat og overflate.

I en prøveperiode på seks år (2 ganger 3 år) fra 1998 er to vannføringsregimer testet i Suldalslågen. Hensikten har vært å komme fram til et nytt manøvreringsreglement, der bl.a. bruk av spyleflom inngår. Forsøkene viste at spyleflommer reduserte dekkningen av teppedannende moser og mer bart stein-substrat og noe mer sand og grus ble blottlagt. Minst én spyleflom i året var nødvendig for å begrense generell tilgroing i elva. Jevnlige spyleflommer var nødvendige for å opprettholde god produksjon av næringsdyr. I Suldalslågen ga en flom på høsten størst effekt. Det ble vurdert at et vannføringsregime med spyleflommer var det beste tiltaket for å ivareta gunstige oppvekst-områder for fisk. Hovedkonklusjonen fra et omfattende studium på miljøtilpasset vannføring i Sveits var også at minst én eller to store flommer pr. år kunne bedre og opprettholde "økologisk integritet", men at flommene måtte gjentas regulært for å opprettholde den positive effekten (Scheurer & Molinari 2003).

Anneks 2 Metodikk for samlet vurdering av miljøkonsekvenser

Trinn 1

Vurderingene består av å beskrive områdets karaktertrekk og verdier innenfor hvert enkelt fagområde. Fastsettelsen av verdi er så langt som mulig basert på etablerte verdi- og vernekriterier. Verdien blir fastsatt langs en skala som spenner fra liten verdi til stor verdi (se under).

| Verdivurdering | | |
|----------------|----------------|-------------|
| <i>Liten</i> | <i>Middels</i> | <i>Stor</i> |
| ----- ----- | | |
| ▲ | | |

Trinn 2

Trinn 2 består i å beskrive og vurdere type og omfang av mulige konsekvenser. Konsekvensene blir bl.a. vurdert ut fra omfang i tid og rom, og sannsynligheten for at de skal oppstå. Konsekvensene blir vurdert både for den kortsiktige anleggsfasen og den langsiktige driftsfasen. Omfanget blir vurdert langs en skala fra stort negativt omfang til stort positivt omfang (se neste side).

| Omfang | | | | |
|-------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------------------|
| <i>Stort neg.</i> | <i>Middels neg.</i> | <i>Lite / intet</i> | <i>Middels pos.</i> | <i>Stort pos.</i> |
| ----- ----- ----- ----- | | | | |
| ▲ | | | | |

Trinn 3

Det tredje og siste trinnet i konsekvensvurderingene består i å kombinere verdien av området og omfanget av konsekvensene for å få den samlede konsekvensvurderingen. Denne sammenstillingen gir et resultat langs en skala fra svært stor negativ konsekvens til svært stor positiv konsekvens. De ulike konsekvenskategoriene er illustrert ved å benytte "+" og "-" (se Figur 13). Hovedpoenget med å strukturere vurderingen av konsekvenser på denne måten, er å få fram en nyansert og presis presentasjon av konsekvensene av et tiltak. Dette vil også gi en rangering av konsekvensene etter deres viktighet. En slik rangering kan på samme tid fungere som en prioriteringsliste for hvor man bør sette inn ressurser til avbøtende tiltak og overvåkning.

| Verdi Omfang | ingen verdi | | |
|-------------------------------|-------------|---------|--------------------------------------|
| | Liten | Middels | Stor |
| Stort positivt | | | Meget stor positiv konsekvens (++++) |
| | | | Stor positiv konsekvens (+++) |
| Middels positivt | | | Middels positiv konsekvens (++) |
| | | | Liten positiv konsekvens (+) |
| Lite positivt Intet omfang | | | Ubetydelig (0) |
| | | | Liten negativ konsekvens (-) |
| Lite negativt | | | Middels negativ konsekvens (--) |
| | | | Stor negativ konsekvens (---) |
| Middels negativt | | | Meget stor negativ konsekvens (----) |
| | | | |
| Stort negativt | | | |
| | | | |

Figur 13 Konsekvenskategorier

Annex 3 Tabeller som grupperer avbøtende tiltak

Etterfølgende tabeller kommer fra Glover mfl. "Oversikt over avbøtende tiltak i Norge for SMVF (juni 2006)"

Tabell 1 MAGASINER

| | Hovedgruppe | | Undergruppe | Tilsiktet hovedvirkning | Spesifikk virkning eller målgruppe | Økologisk effekt (ifølge WFD) | Effekt på vannbruk Kostnadseffekt |
|-----------|---|------------|--|---|--|---|--|
| M1 | Fiskeutsettinger, utfisking <i>Inngrep for å støtte opp om en bestemt art</i> | M1a | Utsetting av aure | Bedre fiske | Rekruttering aure | Kan gi mye småfisk og redusert mangfold | Nøytral for produksjon |
| | | M1b | Utsetting av laks og/ eller sjøaure | Bedre fiske | Rekruttering laks/ sjøaure | | |
| | | M1c | Reetablering av fiskearter | Økt mangfold | Marflo (næring for fisk) Mysis (næring til fisk) | Spredning av en uønskede art | |
| | | M1d | Utfisking av uønskede arter | Redusere uønska arter | Bedre konkurransevne for Bedret aurebestand | Hvis arten er innført - Positiv effekt | |
| | | M1e | Justering av årsklasser | Bedre sports- og matfiske | Hg akkumulering i gammel gjedde Styrking av sik mot aure | | |
| M2 | Vannstands- begrensninger <i>Endring i drift</i> | M2a | Reguleringshøyder; inkludert variabelt manøvreringsreglement i ulike tider av året | Flombegrensninger Brukerinteresser i magasinet/ landskap | Fiske, isfiske, båtliv Bevare littoralsone Bedre forhold for fisk Reduksjon av alger | | Svært negativt for produksjon og forsyningsikkerhet vinterstid |
| | | M2b | Begrenset senkningshastighet | Begrense stranderosjon | Hindre blakking av vann Verne kantvegetasjon og bygning/kulturminner | | Negativt for verdien av produksjonen (hindrer bruk for systemregulering) |
| M3 | Terskelbassenger <i>Bevare en del uregulert</i> | M3a | Helt avsnørt fra hovedmagasinet | Naturtilstand i deler av magasinet | Kun den avsnørte delen får bedre forhold Skaper bedre littoralsone - fiskeforbedringstiltak | Estetikk; mindre eksponert bunn og littoralsone | Positivt for rekreasjon, friluftsliv og landskap Litt negativt for produksjon |
| | | M3b | Avsnørt del i kontakt med hovedmagasin | Naturtilstand i deler av mag. og bedre fiskebestand i hovedmag. | Redusere stranderosjon | | |

| | Hovedgruppe | | Undergruppe | Tilsiktet hovedvirkning | Spesifikk virkning eller målgruppe | Økologisk effekt (ifølge WFD) | Effekt på vannbruk Kostnadseffekt |
|----|---|-----|--|--|--|-------------------------------------|---|
| M4 | Habitatjusteringer i magasiner og tilførselsbekker <i>Inngrep i magasin eller tilførselsbekker</i> | M4a | Kokosmatter og vegetasjonsetablering i littoralsonen | Bedre forhold for fisk | Mer naturlig littoralsoner | | Nøytral for produksjon Dyrt for hele strandsonen |
| | | M4b | Gytegrusutlegging | Bedre forhold for fisk som gyter i magasin | Økt naturlig gyting i magasin | | |
| | | M4c | Etablere djupål, rydde vegetasjon | Bedre forhold for aure | Økt naturlig gyting i tilførselsbekker | | |
| M5 | Kalking og tilført næringsstoffer | M5a | Kalking (Ca) og gjødsling (N og P) | Bedre fiskebestand | Redusere forsuring Bedre næringstilgang | Kan ha negative effekter nedstrøms. | Negativt dersom uønsket begroing |

| Fargekode 1 | <i>Økologisk effekt av tiltaket</i> |
|-------------|---|
| | Generelt positive erfaringer med få bi-effekter. |
| | Blandet erfaring eller enkelte negative bi-effekter. Stedsspesifikk avveining nødvendig. |
| | Nytt eller ikke tilstrekkelig utprøvd tiltak, behov for ytterligere undersøkelser før generell effekt kan fastsettes. |
| | Enkelte negative erfaringer, eller negative bi-effekter. Kun benyttet ved spesielle forhold. |
| Fargekode 2 | <i>Foreløpig gradering av tiltakets kostnadseffektivitet</i> |
| | Generelt kostnadseffektivt tiltak for å oppnå forbedret status. |
| | Ofte kostnadseffektivt, men som regel behov for stedsspesifikk vurdering. |
| | Nytt eller ikke tilstrekkelig utprøvd tiltak, behov for ytterligere undersøkelser før generell kostnadseffekt kan fastsettes. |
| | Generelt ikke ansett som kostnadseffektivt med tanke på å bedre status, unntatt i særskilte tilfeller. |

Tabell 2A ELVER - Uten fysiske inngrep i selve elveforekomsten

| | Hovedgruppe | | Undergruppe | Tilsiktet hovedvirkning | Spesifikk virkning eller målgruppe | Økologisk effekt | Effekt på vannbruk. Kostnads-effektivitet |
|-----------|---|------------|------------------------------|---|--|---|---|
| E1 | Fiskeutsettinger <i>Inngrep for å støtte opp om en bestemt art</i> | E1a | Rogn | Bedre fiskebestand | Støtter naturlig rekruttering Valgt aldersgruppe som settes ut er steds-spesifikk | Kan gi mye småfisk Redusert mangfold | Nøytral for produksjon |
| | | E1b | Plommeseekkyngel | Bedre fiskebestand | | | |
| | | E1c | Startforet yngel | Bedre fiskebestand | | | |
| | | E1d | Sommer gammel yngel | Bedre fiskebestand | | | |
| | | E1e | Smolt | Bedre fiskebestand | | | |
| | | E1f | Voksen fisk | Bedre fiskebestand | | Omdiskutert | |
| E2 | Fisketrapper <i>Hjelp til oppvandring av anadrom fisk</i> | E2a | Kulpetrapp | Tillater oppstrømsvandring | Bedre adgang til nye gyteområder | Ingen alternativer | Litt negativ for produksjon |
| | | E2b | Motstrømstrapp | Tillater oppstrømsvandring | | | |
| | | E2c | Renner | Tillater oppstrømsvandring | | | |
| | | E2d | Gjennomløpskasser | Tillater oppstrømsvandring | | | |
| | | E2e | Trykkslusetrapper | Tillater oppstrømsvandring | | | |
| | | E2f | Fiskeheis | Tillater oppstrømsvandring | | | |
| | | E2g | Skremming fra utløp | Hjelper oppstrømsvandring | | | Bare supplement |
| E3 | Endret oppstrøms tappenivå/ strategi <i>Tiltak i anlegg oppstrøms</i> | E3a | To inntak i magasinet | Endret vanntemperatur i utløp | Fisk, islegging og frostrøyk | Økt vårtemperatur favoriserer laks | Nøytral for produksjon |
| | | E3b | Sesongmessig tappevariasjon | Etterlikner naturlige sesongvariasjoner | | | Negativt for produksjon |
| | | E3c | Geometri endres, bekkeinntak | Minske luftinnblanding | Reduserer nitrogenmetning | | |
| | | E3d | Geometri endres, utløp | Lufting, dykking osv. | | | |

Tabell 2A ELVER (fortsetter) - Uten fysiske inngrep i selve elveforekomsten

| | Hovedgruppe | | Undergruppe | Tilsiktet hovedvirkning | Spesifikk virkning eller målgruppe | Økologisk effekt | Effekt på vannbruk. Kostnads-effektivitet | |
|----|--|-----|---|---|--|--------------------------------------|---|---|
| E4 | Minstevannføring <i>Q_{min} uten styring</i> | E4a | Stabil gjennom sesongen | Opprettholde elvehabitat, biologisk mangfold, produksjon av fisk, bunndyr og flora. Bedre resipientforhold for utslipp | Økologisk kontinuitet Bedre vannkvalitet | | Negativt for produksjon | |
| | | | E4b | Variabel miljøtilpasset vannføring | Bedre habitat for fiskeunger, bedre oppvandringsmuligheter, bedre fiskemuligheter | | | Negativt for produksjon |
| E5 | Spesielle vannslipp <i>Q_{min} med overvåking</i> | E5a | Lokkeflommer | Bedre og tidsriktig oppvandr. laks | Oppvandring av anadrom fisk | Ofte ineffektiv for laks | Negativt for produksjon | |
| | | | | Oppvandring aure | | Fungerer bedre for sjøaure | | |
| E5 | Spesielle vannslipp (forts.) | E5b | Signalslipp og Tilsigsstyrt variabel Vannslipp, se E11b | Bedre og tidsriktig vandring | Tidsriktig smoltutvandring Etterlikne naturlige variasjon i småskala Unngå at smolt går i turbiner | | Negativt for produksjon | |
| | | | E5c | Spyleflommer | Spyling av begroing | Bedre gyteforhold | Motvirker tilslamming av substrat | |
| | | | E5d | Spyleflommer med innfrysing | Fjerne begroing av krypsiv og flotgras | Innfrysing tenkt å ødelegge rotfeste | Som over, men mulig bivirkning nedstrøms | Svært negativt for produksjon dersom tungt regulert |

Tabell 2B ELVER Fysiske inngrep i elva uten at vannbruken er påvirket (nøytral for vannkraftproduksjon)

| | Hovedgruppe | | Undergruppe | Tilsiktet hovedvirkning | Spesifikk virkning eller målgruppe | Økologisk effekt | Effekt på vannbruk. Kostnads-effektivitet |
|----|--|-----|---|---|------------------------------------|--|--|
| E6 | Terskler med minstevann <i>Inngrep i selve elva</i> Kan være effektiv som alternativ til større minstevann (E4) | E6a | Bassengerskler (forskjellige geometri ut fra behov for erosjonssikring) | Større vanndekket areal Bedre landskapsmessig Utseende med større vannflate | Oppholdsplasser for større fisk | Bedre for bunndyr, men favoriserer arter som liker stillere vann | Ofte estetiske tiltak Billig og kostnads-effektive alternativer til større minstevann |
| | | E6b | Syvdeterskel | Tillater oppvandring (ellers som over) | Habitatvariasjon Vandrende fisk | Vandring av laks og aure mulig (ellers som over) | |
| | | E6c | Celleterskler | Lettere oppvandring Kulper som habitat for storfisk. (ellers som over) | Habitatvariasjon Vandrende fisk | Mindre erosjons-skade (ellers som over) | |
| E7 | Habitatjusteringer <i>Inngrep i selve elva</i> | E7a | Etablere skjul/ steinutsetting | Bedre forhold for fisk | Laksefisk | | |
| | | E7b | Lage dypål, kulper og lign. | Bedre forhold for fisk | Laksefisk | | |
| | | E7c | Fjerne vandringshindre | Tillater oppstrømsvandring | | | |
| | | E7d | Legge ut gytegrus | Bedre levevilkår for fisk | Bedre rekruttering | | |
| | | E7e | Raking av substrat | Bedre gyteforhold | Aure og laks | | |
| | | E7f | Maskinell vegetasjonsrydding | Krypsiv "høsting" og begroingshinder | Mange hensyn | | Må gjentas ofte |
| E8 | Sikre hekkeplasser, andre artsspesifikke tiltak | E8a | Inngrep nedenfor utløpet av kraftverket | Tilrettelegger hekkeplasser | Sikre bestand av fossefall f.eks. | | |

Anneks 4 Kostnader med slipp av minstevann – eksempel på beregning

Følgende 6-trinns fremgangsmåte kan brukes for å estimere kostnader med slipp av minstevannføring lik Q_{\min} (i m^3/sek pålagt ved en bestemt elvestrekning i en bestemt sesongperiode)

| Trinn | Formål | Nødvendig inngangsdata | Beregningsmetoden | Kommentar |
|-------|--|---|--|---|
| 1. | Målsettingen er å oppnå GØP med hjelp av minstevannspålegg | Bestem Q_{\min} , elvestrekningen og varigheten hvor minstevann blir påkrevd, - T_{\min} sommer (og eventuelt T_{\min} vinter) | Del året i minst to sesonger tilsvarende forskjellige økologiske krav til minstevann | Minstevann ofte påkrevd bare om sommeren (mai - oktober) eller har lavere verdier om vinteren (november - april) |
| 2 | Sesongmessig beregning av maks. potensiale for tapt produksjon i GWh | H_{netto} = netto fall for kraftverket | Tapt MWh = $Q_{\min} \cdot T_{\min} \cdot 0,009 \cdot H_{\text{netto}}$ | Dette antar at alt minstevann ville ellers blitt brukt til produksjon med best virkningsgrad og utgjør derfor maks. potensiale for tap, ikke faktiske tap |
| 3 | Tar hensyn til at minstevannføringskrav under flomperioder med spill betyr ingen tapt produksjon | Q_t = Stasjonens slukeevne T_{flom} = midlet antall timer i hver sesong med vannføring større enn $(Q_t + Q_{\min})$ dvs. med overløp | $\frac{T_{\min} - (T_{\text{flom}} + 50)}{T_{\min}}$ Reduserer Tapt MWh ved å gange tallet med denne faktoren | 50 timer er antatt som estimat av antall timer, mens vannføring stiger og faller mellom verdiene Q_t og $(Q_t + Q_{\min})$ før og etter hver flom. I Vest-Norge bør dette tallet øke noe pga flere flommer per år |
| 4 | Estimer Q_{95} i lokaltilsig mellom dammen og elvestrekningen hvor Q_{\min} er fastsatt som krav | Foreta en nedjustering dersom lokaltilsig bidrar til å redusere nødvendig slipp fra dammen | Nedskalerer Tapt MWh med faktoren: <u>Q_{95} fra mellomliggende felt</u> Q_{\min} for samme perioden | Hvis $Q_{95} > Q_{\min}$, medfører det ingen slipp fra dammen og Tapt GWh antas lik null. Dette trinnet kan utelates hvis kravet for Q_{\min} gjelder rett nedenfor dammen |
| 5 | Konverterer Tapt MWh til tapt årsinntekter i millioner kr | Engrospris fra NordPool midlet for 2008-2011 ("Futures Markedet") | Ta ca. 10 % oppjustering av prisen for vintersesongen og en 10 % nedjustering for sommersesongen før tallene ganges med Tapt MWh | Per juli 2006 ligger prisen på ca. 360 kr/MWh. Bruk derfor 400 kr/MWh for tapt vinterproduksjon, og 320 kr/MWh for tapt sommerproduksjon |
| 6 | Beregn årskostnader | Ingen | Årskostnader er summen av Tapt MWh for alle sesonger ganget med relevante priser for kraftkontrakter for levering i 2008-2011 | Dette beregner tapte inntekter for kraftprodusenten som pålegges minstevann, men ikke nødvendigvis samfunns-kostnader. Disse er som regel noe lavere, men av samme størrelsesorden |

Definisjoner:

Q_{\min} = Den minste vannføringen i m^3/sek som kreves kontinuerlig opprettholdt på den aktuelle strekningen

T_{\min} = Varighet i antall timer per år for et bestemt pålegg om Q_{\min} (f.eks. 6 sommermåneders utgjør 4416 timer)

Tap MWh = antall MWh som ikke kan produseres som resultat av kravet til slipp av minstevann

H_{netto} = netto fall for kraftverket i meter (= brutto fallhøyde fratrukket ca. 3 % for tap dersom ingen netto tall er oppgitt)

Q_t = Stasjonens slukeevne i m^3/sek , dvs. maks. vannføring som kan brukes i alle turbiner på full ytelse

T_{flom} = midlet antall timer i hver sesong med vannføring større enn $(Q_t + Q_{\min}) = 240$

Q_{95} i lokaltilsig mellom dammen og elvestrekningen om sommeren. Dette er et mål for en typisk lav vannføring, dvs. samlet vannføring fra lokale bekker og sidevassdrag som er oversteget minst 95 % av året

Eksempel med slipp av minstevannføring lik Q_{\min} (= $5 m^3/\text{sek}$ pålagt ved en bestemt elvestrekning i 6 måneder sommersesong og
= $1 m^3/\text{sek}$ pålagt ved samme elvestrekning i 6 måneder vintersesong)

Følgende data gjelder for stasjonen og elva hvor minstevann blir påkrevd

H_{netto} = netto fall for kraftverket = 200 m Q_t = Stasjonens slukeevne = $100 m^3/\text{sek}$

T_{flom} = midlet antall timer i hver sesong med vannføring større enn $(Q_t + Q_{\min}) = 240$

Q_{95} i lokaltilsig mellom dammen og elvestrekningen = $1 m^3/\text{sek}$ om sommeren og null om vinteren

| Trinn | Formål | Nødvendig inngangsdata | Beregningsmetoden | Kommentar |
|--------|--|---|--|---|
| 1. | Målsettingen er å oppnå GØP med hjelp av minstevannspålegg | $Q_{\min} = 5 \text{ m}^3/\text{sek}$ sommeren, og $1 \text{ m}^3/\text{sek}$ om vinteren T_{\min} sommer = 4380 timer T_{\min} vinter = 4380 timer | To sesonger antatt med hvert halvår med forskjellige krav til minstevann | GØP definert ut fra forventet tilstand med minst $5 \text{ m}^3/\text{sek}$ i vekstsesongen og et minimum av vanddekket gytegrus under isen om vinteren |
| 2 | Sesongmessig beregning av maks. potensiale for tapt produksjon i GWh | $H_{\text{netto}} = 200\text{m}$ | Tapt MWh sommer = $Q_{\min} \cdot T_{\min} \cdot 0,009 \cdot H_{\text{netto}} =$ $5 \cdot 4416 \cdot 0,009 \cdot 200 = 39744$ sommer $1 \cdot 4344 \cdot 0,009 \cdot 200 = 7819$ vinter | 0,009 kommer av virkningsgrad på 0,92, $g = 9,8$ og deling med 1000 for å få tallet i MWh |
| 3 | Tar hensyn til at minstevannføringskrav under flomperioder med spill betyr ingen tapt produksjon | $Q_t = 100 \text{ m}^3/\text{sek}$ $T_{\text{flom}} = 240$ timer bare om sommeren | $\frac{T_{\min} - (T_{\text{flom}} + 50)}{T_{\min}}$ Reduser Tapt MWh med faktoren: $\frac{4416 - (240 + 50)}{4416} = 0,934$ | 50 timer er antatt som estimat av antall timer mens vannføring stiger og faller mellom verdiene Q_t og $(Q_t + Q_{\min})$ før og etter hver flom |
| 4 | Foreta en nedjustering dersom lokaltilsig bidrar til å redusere nødvendig slipp fra dammen | Q_{95} i lokaltilsig mellom dammen og elvestrekningen hvor Q_{\min} er fastsatt = $1 \text{ m}^3/\text{sek}$ | Reduser Tapt GWh pro rata med $\frac{Q_{95} \text{ i lokaltilsig felt nedenfor}}{Q_{\min}} = 0,2$ Sommer Tapt GWh reduseres ytterligere med 20 % | Lokaltilsig medfører at bare 80 % av minstevannmengden må slippes fra dammen om sommeren. Full $1 \text{ m}^3/\text{sek}$ må slippes forbi om vinteren |
| 5 og 6 | Konverterer Tapt GWh til tapt årsinntekter i millioner kr. Beregn årskostnader | Engrospris fra NordPool midlet for 2008-2011 400 kr/MWh for vinter 320 kr/MWh for sommer | Tapt kr. totalt = Sommer $39744 \cdot 0,934 \cdot 0,8 \cdot 320$ + Vinter $7900 \cdot 400$ = 12,6 millioner kr per år totalt | Dette beregner tapte inntekter for kraftprodusenten som pålegges minstevann, men ikke nødvendigvis samfunnskostnader. |

Annex 5 Liste over vurderte terskler

Tabellen nedenfor bygger videre på evaluering av terskler i Midt- og Vest-Norge rapportert i 2006 (NVE rapport 3/2006, Arnekleiv mfl.). De første 7 radene oppsummerer konklusjoner fra den rapporten. I vår studie har vi utvidet søkeområdet til hele landet og tatt med flere eksempler fra Nord- og Sør-Norge, samtidig som man har forsøkt å fange opp de aller siste erfaringer høstet fra terskelprosjekter bygget etter 2006.

| Vassdrag | Strekning, type | Antall | Byggeår/ Regulant | Hensikt | Resultat |
|--------------------------|------------------------------------|--------|----------------------|---|--------------------------------|
| Nea | Nedenfor Hegsetfoss | 19 | 1990-92 | Forhold for fisk | |
| Nea | Ovenfor Hegsetfoss | 18 | 1978-79 | Forhold for fisk | |
| Litledalselva | Fra Øygarden til fjord | 7 | 1997 Stat | Anadrom: For bedre gyting | |
| Modalen | Ved Neset ca. 0,6 m heving | 2 | 1999 BKK | Forhold for fisk (vassdrags-simulator) + landskap | |
| Teigdalselva | | 4 | 1995 BKK | | Økt aurebestand, men mange små |
| Ekso | Løsmasse nr. 26 studert | 30 | 1972 | Forhold for fisk | Økt aurebestand, men mange små |
| Kåfjordelva | | 3 | | En for å hindre vandring oppover | |
| Østerdalselva (Bardu) | | | | | |
| Leirelva | | | | | |
| Tevla/Dalåa | | 31 | 1996-97 | Forhold for fisk | Bedre aurebestand |
| Skjoma | | 2 | Omb.2010 | | |
| Tverråga | Nedenfor Ildgruben kraftverk | 2 + 6 | | 6 oppstrøms for landskap, 2 for anadrom fisk | |
| Ranaelva | Ovenfor Raufjellfors | | | | |
| Hemsila | 10 km under dammen | | 2009-11 | Landskap og fisk | |
| Røssåga | Pilotprosjekt buner/ strømviser | Buner | 2010 | Spyling av sedimenter, heving vannstand? | |
| Bjerka | Svartbergfoss | | | | |
| Mandalselva | | | | | |

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Utgitt i rapportserien Miljøbasert vannføring, fase II

- Nr. 1-09 Evaluering av ordningen med prøvereglement. Brian Glover, John Brittain, Svein Jakob Saltveit (49 s.)
- Nr. 2-09 Pilotstudie tilsigsstyrt minstevassføring. Knut Alfredsen, Tommi Linnansaari, Atle Harby, Ola Ugedal (41 s.)
- Nr. 3-09 Miljøvirkninger av vannkraft - forslag til undersøkelsesmetodikk. Lars Størset (51 s.)
- Nr. 4-09 Hvor viktig er vatn og vassføring for friluftsliv? Brukerstudier om aktiviteter, opplevelser, holdninger, kraftutbygging og konsesjonsvilkår. Odd Inge Vistad, Joar Vittersø, Oddgeir Andersen, Hogne Øian, Tore Bjerke (84 s.)
- Nr. 5-09 Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft. Atle Harby (red.) (51 s.)
- Nr. 1-10 Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging - en kunnskapsoppsummering. Eva B. Thorstad (red.) (135 s.)
- Nr. 2-10 Etterundersøkelser ved små kraftverk. Sumvirkninger på landskap. Botaniske verdier og småkraft, Bunndyr og småkraft, Konsesjonsfrie mikro- og minikraftverk. Gunn E. Frilund (red.) (113 s.)
- Nr. 3-10 Temperaturforhold i elver og innsjøer. Tiltak for regulering av temperatur. Simuleringsmodeller. Kjetil Vaskinn (89 s.)
- Nr. 1-11 Vassdrag, vannføring og landskap. Trond Simensen, Priska Helene Hiller, Kjetil Vaskinn (55 s.)
- Nr. 2-11 Blodsugende knott og vassdragsreguleringer: Kan masseforekomst predikeres? Åge Brabrand, Trond Bremnes, Henning Pavels (34 s.)
- Nr. 3-11 Fossekall og småkraftverk: Bjørn Walseng, Kurt Jerstad (35 s.)
- Nr. 1-12 Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Atle Harby, Jim Bogen (82 s.)
- Nr. 2-12 Kriterier for bruk av omløpsventil i små kraftverk. Lars Størset (red.) (57 s.)
- Nr. 3-12 Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet? Torbjørn Danielsen, Edgar Vegge, Per Øyvind Grimsby (33 s.)
- Nr. 4-12 Suksessjoner i et terskelbasseng. Langtidstrender i utvikling av bunndyrsamfunn. Arne Fjellheim, Godtfred A. Halvorsen (37 s.)
- Nr. 5-12 Konsekvenser og avbøtende tiltak for ørret i forbindelse med utbygging av små kraftverk. Svein Jakob Saltveit, Ragnhild Wendelbo (40 s.)
- Nr. 6-12 Evaluering av celleterskler som avbøtende tiltak. Jo Vegar Arnekleiv (red.) (74 s.)
- Nr. 7-12 Vanntemperatur i kraftverksmagasiner, Ånund Kvambekk, Norges vassdrags- og energidirektorat (31 s.)
- Nr. 8-12 Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer - en kunnskapsoppsummering Bjørn Mejdell Larsen, Norsk institutt for naturforskning
- Nr. 9-12 Virkninger av små vannkraftverk på lav- og mosefloraen - en forundersøkelse Per G. Ihlen, Rådgivende Biologer AS
- Nr. 10-12 Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. Målsettinger og suksesskriterier. Brian Glover, Multiconsult



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Norges vassdrags- og energidirektorat

Middelthunsgate 29
Postboks 5091 Majorstuen
0301 Oslo

Telefon: 09575
Internett: www.nve.no

