

Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster

Auravassdraget som eksempel

Anders G. Finstad, David N. Barton, Arne J. Jensen, Bjørn Ove Johnsen, Johanna Järnegren og Odd Terje Sandlund



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster

Auravassdraget som eksempel

Anders G. Finstad
David N. Barton
Arne J. Jensen
Bjørn Ove Johnsen
Johanna Järnegren
Odd Terje Sandlund

Finstad, A.G., Barton, D.N., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Järnegren, J. & Sandlund, O.T. 2007. Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel.– NINA Rapport 292, 93 s.

Trondheim, desember 2007

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1584-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Arne J. Jensen

KVALITETSSIKRET AV

Trygve Hesthagen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Odd Terje Sandlund (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Eikesdalen, september 2006. Foto: Arne J. Jensen

NØKKEWORD

Neset kommune, Sunndal kommune, Lesja kommune, laks, sjøørret, harr, bunnfauna, zooplankton, kraftutbygging, minstevannføring, tiltak, vannrammedirektivet

KEY WORDS

Neset, Sunndal, Lesja, Atlantic salmon, brown trout, grayling, benthos, zooplankton, hydropower regulation, minimum flow, measures, water frame directive

Sammendrag

Finstad, A.G., Barton, D.N., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Järnegren, J. & Sandlund, O.T. 2007. Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel.– NINA Rapport 292, 93 s.

Bakgrunnen for dette prosjektet er et behov fra DN og NVE om å gi en naturvitenskapelig og samfunnsøkonomisk vurdering av miljømålfastsetting i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Miljømålet i SMVF er godt økologisk potensial. Dette skiller seg fra miljømålet i andre vannforekomster (god økologisk tilstand) ved at målet ikke er å etterstrebe en tilnærmet naturtilstand, men en best mulig økologisk tilstand gitt at bruken av vassdraget opprettholdes (for eksempel kraftproduksjon). Her prøves prosessen fram mot endelig klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst og påfølgende setting av miljømål ut i praksis. Auravassdraget og Litledalselva er brukt som eksempelassdrag. Vassdragene har vært gjenstand for tre store kraftutbygginger: Aura (1953), Takrenna (1962) og Grytten (1975).

Identifikasjon av SMVF og identifisering av avbøtende tiltak er en flerstegs prosess hvor vannforekomsten først blir identifisert som foreløpig SMVF etter et sett med utvelgelseskriterier. Endelig bestemmelse av SMVF blir fastsatt hvis vannforekomsten ikke kan oppnå økologisk forhold som er tilnærmet lik naturtilstand (god økologisk tilstand) uten at tiltak har uforholdsmessig negative konsekvenser for utnyttelse av vannforekomsten. Miljømålet for en sterkt modifisert vannforekomst er godt økologisk potensial. Dette er i Forskrift om rammer for vannforvaltning (vannrammeforskriften) og i EUs vannrammedirektiv definert som små endringer i forhold til maksimalt økologisk potensial. Maksimalt økologisk potensial fastsettes ved å anslå økologisk tilstand etter at alle avbøtende tiltak (som ikke har uforholdsmessige negative konsekvenser for bruken) er gjennomført. Veiledningsdokumenter for EUs vannrammedirektiv oppgir alternative metoder for å gå fra maksimalt til godt økologisk potensial; (i) fastsette godt økologisk potensial som "små endringer" i forhold til maksimalt økologisk potensial og deretter foreslå tiltak som må til for å oppnå dette, (ii) utsiling av tiltak som ligger til grunn for maksimalt økologisk potensial. Tiltak som i sum gir svært liten økologisk effekt fjernes og de resterende danner grunnlaget for å fastsette godt økologisk potensial. Begge disse metodene er utprøvd og vurdert.

Vannforekomster som har vært inkludert i denne vurderingen er Aursjømagasinet, Reinsvatnet, lakseførende del av Aura, Eikesdalsvatnet, Eira, lakseførende del av Litledalselva samt Eresfjorden og indre del av Langfjorden. Av disse faller Eikesdalsvatnet samt Eresfjorden og indre del av Langfjorden ikke inn under definisjonen av SMVF, da tiltak kan gjennomføres som fører vannforekomsten tilbake til god økologisk tilstand eller virkninger av utbygginga er små. Disse er derfor ikke vurdert nærmere med hensyn på miljømålene maksimalt og godt økologisk potensial.

Erfaringer med å fastsette miljømål gjennom effekt av tiltakspakker er positive, men det er svært vanskelig å skille mellom godt økologisk potensial fastsatt med ulike metoder. Fastsatt godt økologisk potensial skiller seg også lite fra maksimalt økologisk potensial. Dette skyldes at antall mulige tiltak ofte er lavt og at vurderinger av effekter ikke kan gis uten en viss grad av usikkerhet. Bruk av to begreper for økologisk potensial gir derfor liten mening i praktisk bruk. Imidlertid bør det i utarbeidelse av generell metodikk tas hensyn til at antall tiltak ofte kan være høyere hvis formålet med inngrepet er annet enn kraftproduksjon. Kunnskapsgrunnlag for fastsetting av miljømål vil sannsynligvis også bedres i framtida. Et mer nøyaktig miljømål vil sannsynligvis gi større forskjeller mellom maksimalt og godt økologisk potensial. Fastsettelse av godt økologisk potensial ved utsiling av tiltak gir beslutningsteoretiske fordeler framfor en skjønnsbasert fastsettelse. Resultatene vil imidlertid i de aller fleste tilfeller sannsynligvis gi små forskjeller. Bruk av laksefisk som indikator for økologisk tilstand i anadrome vassdrag gir gode erfaringer. Hvorvidt tilstanden til bestandene av laksefisk reflekterer tilstanden til andre taksa bør imidlertid utredes nærmere.

Vurderinger av kostnadene ved alternativ kraftproduksjon (f. eks. kullkraftverk) for å kompensere krafttap forbundet med økt vannføring, og av verdien av bedret økologisk status for andre potensielle vannbrukere bør tas med i vurderinger av kostnader av tiltak. Dette vil synliggjøre samfunnsmessige nettokostnader, og minske sannsynligheten for at tiltakskostnader

vrderes som "uforholdsmessige". Sannsynligheten for at det settes lavere miljømål enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt vil dermed minke. Manglende kvantifisering av klimakostnader ved alternative kraftformer kan trekke i motsatt retning. Direkte kraftkostnader er i dag godt dokumenterte i forhold til indirekte kostnader. Økonomisk vurdering av miljømål bør derfor legge vekt på bedre dokumentasjon av "eksterne" ikke-kraftrelaterte konsekvenser av å oppnå godt økologisk potensial eller status. For å dokumentere tolkningen av "vesentlige" eller "uforholdsmessige" tiltakskostnader på vannbrukere bedre, bør vurdering av større endringer i dagens produksjon i enkeltkraftverk også tas med i en vurdering av miljømål dersom de gjør det mulig å oppnå "god økologisk tilstand".

Anders G. Finstad, Arne J. Jensen, Bjørn Ove Johnsen, Johanna Järnegren og Odd Terje Sandlund, Norsk institutt for naturforskning, 7485 Trondheim, David N. Barton, Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Abstract

Finstad, A.G., Barton, D.N., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Järnegren, J. & Sandlund, O.T. 2007. Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel.– NINA Rapport 292, 93 s.

This report describes the process of identification and designation of Heavily Modified Water Bodies under Norwegian conditions, using a practical example from a watercourse regulated for hydropower production in central Norway. The example (Aura watercourse, Møre and Romsdal county) is quite representative for Norwegian hydropower regulations. Focus is on developing transparent and operative methods for assigning levels of biological quality elements at the environmental objectives maximum and good ecological potential. Two alternative approaches for setting the environmental objective good ecological potential are considered. Socioeconomic aspects in designing disproportionate costs are also employed and discussed.

Maximum ecological potential is defined as the predicted ecological condition given all possible mitigation measures that do not have disproportionately negative effects on the use of the watercourse. Good ecological potential is either defined as slightly less than maximum ecological potential (approach 1), or, as the predicted value of biological quality elements after excluding all mitigation measures that will have only minor effects on the ecological conditions (approach 2). Differences between maximum and good ecological potential turned out to be minor regardless of the chosen method. Differences in good ecological potential defined according to the two methods were also insignificant. This lack of difference between environmental objectives is a result of the fact that there are only a limited number of mitigation measures available. In relation to this type of hydropower installations, the dominating mitigation measure is always to increase the water flow in by-passed sections of the river, or to decrease regulation levels in hydropower reservoirs.

Population status of salmonid fishes is used as an indicator to evaluate the consequences of mitigation measures, and as a quantitative measure of the environmental goal. This is a practitioner's approach, due to very little or non-existing knowledge on historical status, reference conditions, or the effects of mitigation measures on other biological quality elements. However, the general merit of using fish population status as an indicator should be further evaluated.

We recommend that the assessment of disproportional costs of mitigation measures should include net socioeconomic consequences. Disregarding gains caused by improved ecological conditions is likely to set the environmental goal below what is socioeconomic optimal. Experience and methods for evaluating economic gains caused by increased ecological conditions are however scarce and should be further developed

Anders G. Finstad, Arne J. Jensen, Bjørn Ove Johnsen, Johanna Järnegren og Odd Terje Sandlund, Norsk institutt for naturforskning, 7485 Trondheim, David N. Barton, Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	6
Forord	7
1 Innledning	8
1.1 Mål med prosjektet.....	8
1.2 Kort om vannrammedirektivet og sterkt modifiserte vannforekomster	9
1.3 Sentrale definisjoner og forkortelser	9
2 Metoder	13
2.1 Klassifisering av sterkt modifiserte vannforekomst (SMVF) og setting av miljømål.....	13
2.2 Foreløpig klassifisering som sterkt modifiserte vannforekomst (trinn 1-6).....	19
2.3 Endelig klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst (trinn 7-9).....	22
2.4 Fastsettelse av miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster (trinn 10 og 11)	23
2.5 Samfunnsøkonomisk vurdering av metodikk for å fastsette miljømål for SMVF.....	26
2.5.1 Begrepsavklaring.....	26
2.5.2 Prinsippmodell for vurdering av "uforholdsmessige" eller "vesentlige" kostnader ved miljømålfastsettelse.....	27
2.5.3 Betydningen av overordnet nytte-kostnadsanalyse av tiltaksscenarioer	29
2.5.4 Verdssetting av annen vannbruk – eksempel for fritidsfiske.....	34
3 Eksempelvassdrag	38
3.1 Oversikt over Aurautbyggingen og Takrenneoverføringen.....	38
3.2 Klassifisering og setting av miljømål for utvalgte vannforekomster	38
3.2.1 Aursjømagasinet	40
3.2.2 Reinsvatnet	47
3.2.3 Aura.....	52
3.2.4 Eikesdalsvatnet	61
3.2.5 Eira.....	64
3.2.6 Litledalselva.....	71
3.2.7 Eresfjorden og indre del av Langfjorden.....	75
3.3 Regneeksempel på vurderinger av uforholdsmessighet i netto tiltakskostnader i Auravassdraget.....	77
4 Diskusjon	80
4.1 Endelig klassifisering av vannforekomsten	81
4.2 Fastsettelse av miljømål (godt og maksimalt økologisk potensial).....	81
4.3 Konklusjoner fra prinsipp-modellen og regneeksemplet for vurdering av uforholdsmessige kostnader i Aura.....	83
5 Konklusjon	84
6 Referanser	85
7 Vedlegg	87

Forord

Norsk institutt for naturforskning og Norsk institutt for vannforskning har på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning og Norsk Vassdrags og Energidirektorat gitt en naturvitenskapelig og samfunnsøkonomisk vurdering av miljømålfastsetting i sterkt modifiserte vannforekomster. Vurderingen er gjennomført ved å prøve ut prosessen fram mot endelig klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst og setting av miljømål i praksis. Auravassdraget er brukt som eksempelassdrag. David N. Barton ved NIVA har bidratt med de samfunnsøkonomiske vurderingene og Anders G. Finstad, Arne J. Jensen, Bjørn Ove Johnsen, Johanna Järnegren og Odd Terje Sandlund ved NINA har bidratt med naturvitenskapelige vurderinger. Vi vil takke Ståle Navrud, UBM, for kommentarer til kapittel 2.5 og 3.3 om samfunnsøkonomiske vurderinger og Seming Skau, NVE for kjøring av VANSIMTAP. Vi takker Direktoratet for Naturforvaltning og Norsk Vassdrags og Energidirektorat for oppdraget.

Trondheim, desember 2007

Arne J. Jensen
Prosjektleder

1 Innledning

1.1 Mål med prosjektet

EU sitt vannrammedirektiv vil i framtida bli retningsgivende for vassdragsforvaltningen i Norge. Et av de viktigste instrumentene for å sikre god miljøtilstand på grunnvatn og overflatevatn er de forpliktende miljømålene i direktivet. Mange regulerte vassdrag i Norge vil sannsynligvis bli klassifisert som "sterkt modifiserte vannforekomster" (SMVF). Dette er en egen kategori i direktivet som omfatter vannforekomster der det er gjennomført fysiske inngrep som påvirker de hydrologiske og morfologiske egenskapene til vassdraget og hvor endringer i bruk for å tilbakeføre dette til en god økologisk tilstand vil ha vesentlige negative samfunnsmessige konsekvenser. For å kunne komme i denne kategorien må inngrepet altså ha samfunnsnyttige formål og ha så store økologiske konsekvenser at en ikke vil kunne oppnå god økologisk tilstand uten å fjerne formålet med inngrepet. Miljømålet for sterkt modifiserte vannforekomster vil derfor måtte bli lavere enn god økologisk tilstand. Dette miljømålet er kalt "Godt økologisk potensial". Hensikten med denne rapporten er å diskutere aktuelle metoder for å fastsette godt økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster.

Miljømålet for sterkt modifiserte vannforekomster vil bli sentralt for miljøarbeidet i regulerte vassdrag, herunder forvaltningen sitt arbeid med fastsetting og oppfølging av konsesjonsvilkår. For NVE vil ordningen med revisjon av miljøvilkår og fornying av vassdragskonsesjoner bli viktig som verktøy for oppfølging av vannrammedirektivet.

Bakgrunnen for dette prosjektet er et behov fra DN og NVE om å gi en naturvitenskapelig og samfunnsøkonomisk vurdering av miljømålfastsetting, samt et mer faglig innhold i miljømålet "Godt økologisk potensial". Det gjøres ved å prøve ut prosessen fram mot endelig klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst og påfølgende miljømål, med Auravassdraget som eksempel vassdrag. Grunnen til det er at det er tid for revisjon av konsesjonsvilkår for de to første utbyggingene i Auravassdraget: Aurautbyggingen, som ble tatt i bruk i desember 1953 og Takrenneoverføringen (mai 1962). I begge tilfellene ble vann tatt bort fra Auravassdraget og overført til Sunndalsøra. Siden direktivet også omfatter kysten, vil denne rapporten også omfatte Eresfjorden og indre del av Langfjorden dersom disse viser seg å være betydelig påvirket av reguleringen i Auravassdraget.

Oppsummert har oppdragsgiver bedt om følgende:

- Forslag til metodikk for å fastsette miljømål (maksimalt økologisk potensial og godt økologisk potensial) i sterkt modifiserte vannforekomster i henhold til retningslinjer gitt i både "Guidance document on identification and designation of heavily modified water bodies CIS Working Group 2.2." og "Good practice in managing the ecological impacts of hydro-power schemes; flood protection works; and works designated to facilitate navigation under the Water Frame Directive, Annex II".
- Vurdere om ulike deler av Aura- og Litledalsvassdraget og Eresfjorden og indre deler av Langfjorden faller inn under definisjonen av sterkt modifiserte vannforekomster.
- Beskrive hvordan godt økologisk potensial best kan oppnås i de deler av eksempel vassdragene og fjordområdene som blir klassifisert som sterkt modifisert.
- Sammenligne miljømål fastsatt ved de to alternative metodene gitt under punkt 1.
- Sammenligne de to alternative metodene til miljømålfastsetting med en vurdering av fordeler og ulemper.
- Foreslå nødvendige tiltak for å nå miljømålene i de aktuelle vannforekomstene.

Veiledningsdokumentene for vannrammedirektivet (første kulepunkt ovenfor) angir to forskjellige metoder som godt økologisk potensial kan fastsettes ved hjelp av. En av hovedmålsettingene med denne rapporten er å anvende og evaluere begge disse metodene med Auravassdraget som eksempel.

1.2 Kort om vannrammedirektivet og sterkt modifiserte vannforekomster

[EUs vannrammedirektiv](#) (direktiv 2000/60/EF) gir retningslinjer for overvåking og forvaltning av vannforekomster på land og i kystnære sjøområder. Direktivet skal ivareta vannforekomstenes økologiske tilstand, beskytte mot forurensning og sikre bruk som ikke forringer den økologiske tilstand. Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforvaltningsforskriften) gjennomfører EUs rammedirektiv for vann i norsk rett og gjelder fra 1.1.2007.

Som et overordnet prinsipp skal nedbørsfelt, vassdrag og utenforliggende sjøområder som disse drenerer til sees som helhetlige systemer. Det skal videre etableres økologisk baserte miljømål for alle vannforekomster, og dette skal følges opp med overvåking av deres økologiske tilstand. Innføring av økologiske baserte miljømål bryter i stor grad med tidligere praksis for overvåking av inngrep og forurensning, som i stor grad har vært basert på fysisk og kjemisk tilstand. Siden økologisk tilstand skal vurderes på bakgrunn av de biologiske delene av økosystemene, vil en nærmere definisjon av biologiske kriterier være en forutsetning for å kunne definere økologisk status og miljøtilstand. Biologiske kriterier som indikatorer på økologisk status er imidlertid ikke uproblematisk. De biologiske delene av et økosystem er styrt av en lang rekke faktorer, både eksterne (fysiske) og interne (populasjonsdynamiske prosesser og biologiske interaksjoner), noe som gjør at både mengde og forekomst ofte naturlig vil variere sterkt i tid og rom. En nærmere fastsettelse av kriterier for biologisk definert miljømål vil derfor være en hovedutfordring for vannforvaltningen framover.

Vannforvaltningsforskriften deler lokaliteter inn i vannforekomster, som for eksempel en sjø, tjern, magasin, elv og lignende. Overflatevannforekomster skal videre klassifiseres innenfor en av følgende kategorier (Vedlegg II av vannforvaltningsforskriften): "Elv, innsjø, brakkevann eller kystvann, eller som sterkt modifiserte vannforekomster". En vannforekomst kan klassifiseres som sterkt modifisert dersom fysisk bruk av vannforekomsten gjør at den ikke kan oppnå god økologisk tilstand uten svært store samfunnsmessige og økonomiske konsekvenser. Miljømålet vil da bli satt ut fra bruken av vannforekomsten. Mer spesifikt skal målet for økologisk tilstand i en sterkt modifisert vannforekomst fastsettes ut fra hva som er realistisk oppnåelig, gitt at alle avbøtende tiltak som ikke er til hinder for bruken av vannforekomsten er iverksatt. Det er bare fysiske endringer (for eksempel endringer i vannføring, oppdemming, kanalisering) som gjør at vannforekomsten kan klassifiseres som sterkt modifisert. Forurensning av kjemisk eller biologisk karakter vil ikke kunne kvalifisere til denne klassifisering. I norsk sammenheng vil sannsynligvis en stor gruppe vannforekomster regulert for kraftproduksjon kunne bli klassifisert som sterkt modifisert.

1.3 Sentrale definisjoner og forkortelser

EUs vannrammedirektiv (direktiv 2000/60/EF) og Forskrift om rammer for vannforvaltning (fastsatt 15. desember 2006; seinere i rapporten forkorta til vannforvaltningsforskriften) inneholder en del begrep og forkortelser som i dag ikke vanligvis brukes i Norsk vannforvaltningssammenheng. En samling av de mest relevante i forhold til sterkt modifiserte vannforekomster er gjengitt nedenfor med vannforvaltningsforskriftens formelle definisjon (kursiv) og eventuelt vår forståelse av disse i tilfeller hvor en nærmere forklaring kan være nyttig.

Nedbørsfelt: *Landareal med avrenning til ett bestemt utløpspunkt i elv, innsjø eller fjord.*

Vannregion: *Ett eller flere tilstøtende nedbørsfelt med tilhørende grunnvann og kystvann som til sammen utgjør en hensiktsmessig forvaltningsenhet slik det framgår av § 20 i vannforvaltningsforskriften.*

Vannforekomst: *En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller deler av disse, eller en avgrenset mengde grunnvann innenfor en eller flere akviferer.*

Kystvann: Saltvann fra grunnlinjen og inntil land eller ytre grense for brakkvann, likevel ut til den ytre grensen for territorialfarvannet med hensyn til kjemisk tilstand.

Hydromorfologiske egenskaper: Vannmengde og variasjon i vannføring og vannstand samt bunnforhold og vannforekomstens fysiske beskaffenhet

Dette innbefatter fysiske forhold som relateres til strømningsmønster og vannføring som for eksempel vannmengde, variasjon i vannføring og vannstand. I tillegg kommer fysiske forhold som relateres til substratsammensetning og topografien på bunnforhold (morfologi). Hydromorfologiske egenskaper innbefatter ikke kjemiske forhold som for eksempel pH og næringssalttilførsel.

Kvalitetslementer: Kvalitative mål på ulike fysiske, kjemiske og biologiske bestanddeler av vannforekomsten. Hvilke kvalitetslementer som skal vurderes i forbindelse med setting av miljømål varierer mellom typer av vannforekomster (gitt i Vedlegg V, tabell 1.1 i vannrammeforskriften). For eksempel hydromorfologiske kvalitetslementer som omfatter vannføringsparametere og mål på bunnforhold, biologiske kvalitetslementer som omfatter planteplankton, bunnvegetasjon, invertebrat- og fiskefauna.

Biologiske kvalitetslementer (BKE): Det biologiske utvalget av kvalitetslementer. Inkluderer både fiskefauna og pelagiske og bunnlevende flora og invertebratfauna (Vedlegg V, tabell 1.1 i vannrammeforskriften).

Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF): En vannforekomst med tekniske inngrep som forandrer hydromorfologiske egenskaper på en slik måte at den i vesentlig grad har endret karakter og er utpekt som sterkt modifisert i medhold av § 5.

§ 5. (Miljømål for kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomster)

Tilstand i kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster skal beskyttes mot forringelse og forbedres med sikte på at vannforekomsten skal ha minst godt økologisk potensial og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifisering i vedlegg V.

En forekomst av overflatevann kan utpekes som kunstig eller sterkt modifisert dersom de endringer i vannforekomstens hydromorfologiske egenskaper som er nødvendige for å oppnå god økologisk tilstand, ville ha vesentlige negative innvirkninger på

- a) miljøet generelt,
- b) skipsfart, havneanlegg eller rekreasjon,
- c) aktiviteter som krever magasinering, overføring og fraføring av vann, for eksempel drikkevannsforsyning, elektrisitetsproduksjon eller vanning,
- d) flomvern, drenering, eller
- e) annen tilsvarende viktig bærekraftig virksomhet, og

de samfunnsnyttige formålene den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten tjener, på grunn av manglende teknisk gjennomførbarhet eller uforholdsmessig store kostnader, ikke med rimelighet kan oppnås med andre midler som miljømessig er vesentlig bedre. En slik utpeking, og begrunnelsen for den, skal nevnes spesielt i forvaltningsplanen for vannregionen som kreves i henhold til § 26 og revurderes hvert sjette år”.

Kravet om at det er endringer i hydromorfologiske egenskaper som legges til grunn ekskluderer vannforekomster som er endret som følge av kjemiske egenskaper (som for eksempel tilsig av næringssalter) fra definisjonen av SMVF. For at en vannforekomst skal defineres som sterkt modifisert er det også et krav at god økologisk tilstand (se nedenfor) ikke kan oppnås uten at avbøtende tiltak blir så omfattende at formålet med inngrepet faller bort. Det er her en forutsetning at formålet med inngrepet er av en nærmere definert karakter.

Kunstig vannforekomst (KVF): *En forekomst av overflatevann som er skapt ved menneskelig virksomhet.* Dette forutsetter at det tidligere ikke har vært vann på dette stedet. For eksempel kunstige vannreservoarer vil defineres som kunstige vannforekomster Kraftmagasiner og lignende som baserer seg på oppdemming av allerede eksisterende vannsystemer vil ikke regnes som kunstige vannforekomster.

Økologisk tilstand: *Utrykk for tilstand når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann, basert på klassifisering i vedlegg V.*

Økologisk potensial: *Utrykk for mulig økologisk tilstand i en sterkt modifisert eller kunstig forekomst av overflatevann, basert på klassifisering i vedlegg V.*

God økologisk tilstand (GØT): Miljømål for overflatevann. Økologisk kvalitetsmål for ulike vannforekomster deles inn i svært god, god og moderat økologisk tilstand. De ulike klassene defineres ut fra avvik fra en gitt referansetilstand (vannforvaltningsforskriftens vedlegg V). Denne referansetilstanden skal beskrive vannforekomsten uten menneskelig påvirkning. De ulike klassene defineres derfor i forhold til endringer i de biologiske forholdene som funksjon av menneskelig påvirkning. Vannforvaltningsforskriftens mål er at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk tilstand, nærmere definert som om de biologiske delene av vannforekomsten er i en tilstand som bare er svakt endret i forhold til en antatt opprinnelig naturtilstand uten menneskelig påvirkning. De tilhørende kjemiske og fysiske forholdene skal bare klassifiseres i den grad de har betydning for de biologiske elementene for vedkommende vanntype. Dette betyr at det er de biologiske delene av systemet som bestemmer klassifiseringen. Klassegrenser og nærmere biologiske definisjoner av økologisk tilstand skal kalibreres mellom europeiske land. Dette er for tiden et pågående arbeid.

Maksimalt økologisk potensial (MØP): Beskrivelse av best mulig økologisk tilstand i en sterkt modifisert eller kunstig forekomst av overflatevann gitt at alle avbøtende tiltak som ikke har uforholdsmessig negativ effekt på bruken av vannforekomsten er gjennomført. En hovedforskjell mellom vannforekomster som regnes som sterkt modifiserte og andre er derfor at kravene til miljømål er ulikt utformet. Som et kvalitetsmål for SMVF benytter man derfor begrepet maksimalt økologisk potensial (MØP) og godt økologisk potensial (GØP). Målet her er å oppnå en best mulig (potensiell) økologisk tilstand. Dette er i vannforvaltningsforskriften (s. 38) omtalt som *Verdiene for de relevante biologiske kvalitetselementene gjenspeiler i størst mulig grad dem som forbindes med den nærmest sammenlignbare typen overflatevannforekomst, gitt de fysiske forhold som følger av egenskapene til den aktuelle kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten.*

Sammenlignbar type vannforekomst vurderes ut fra de fysiske forholdene som følger av at vannforekomsten er sterkt modifisert eller kunstig, gitt at alle mulige avbøtende tiltak er gjennomført. Det legges vekt på avbøtende tiltak som sikrer best mulig tilnærming til et økologisk kontinuum, spesielt med hensyn på faunaens vandring og egnede gyte- og oppvekstområder.

Godt økologisk potensial (GØP): I utgangspunktet er målsettingen i sterkt modifiserte vannforekomster å oppnå et godt økologisk potensial (§ 5 vannforvaltningsforskriften): *"Tilstanden i kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster skal beskyttes mot forringelse og forbedres med sikte på at vannforekomstene minst skal ha godt økologisk potensial og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifiseringen vedlegg V".*

Godt økologisk potensial defineres som (s. 38 vannforvaltningsforskriften) *"små endringer for relevante biologiske kvalitetselementer sammenlignet med verdiene funnet ved maksimalt økologisk potensial".* Veiledningsdokumenter for EUs vannrammedirektiv angir to forskjellige metoder som godt økologisk potensial kan fastsettes ut fra. En av hovedmålsettingene med denne rapporten er å anvende og evaluere begge disse metodene med Auravassdraget som eksempel. De to alternative metodene vil bli behandlet i detalj i kapittel 3 og diskuteres i kapittel 4.

Mindre strenge miljømål: Det kan settes begrensninger på miljømål for vannforekomster når miljømålet kommer i konflikt med bruken av vannforekomsten (§ 10 vannforvaltningsforskriften):

”Når en vannforekomst er så påvirket av menneskelig virksomhet at det er umulig eller uforholdsmessig kostnadskrevende å nå målene i §§ 4-6, kan det fastsettes mindre strenge miljømål dersom følgende vilkår er oppfylt:

- a) de miljømessige og samfunnsøkonomiske behov som denne menneskelige virksomheten tjener, ikke uten uforholdsmessige kostnader kan oppfylles på andre måter som er miljømessig vesentlig gunstigere,*
- b) det sikres en høyest mulig økologisk tilstand for overflatevann og grunnvann gitt de store påvirkningene som er til stede, og*
- c) det ikke forekommer ytterligere forringelse av den økologiske tilstanden i den berørte vannforekomsten”.*

Dette prinsippet gjelder også for iverksettelse av nye inngrep i vannforekomsten (§ 12):

”Ny aktivitet eller nye inngrep i en vannforekomst kan gjennomføres selv om dette medfører at miljømålene i §§ 4-6 ikke nås eller at tilstanden forringes, dersom dette skyldes:

- a) nye endringer i de fysiske egenskapene til en overflatevannforekomst eller endret nivå i en grunnvannforekomst, eller*
- b) ny bærekraftig aktivitet som medfører forringelse i miljøtilstanden i en vannforekomst fra høy tilstand til god tilstand.*

I tillegg må følgende vilkår være oppfylt:

- a) alle praktisk gjennomførbare tiltak settes inn for å begrense negativ utvikling i vannforekomstens tilstand,*
- b) samfunnsnyttene av de nye inngrepene eller aktivitetene skal være større enn tapet av miljøkvalitet, og*
- c) hensikten med de nye inngrepene eller aktivitetene kan på grunn av manglende teknisk gjennomførbarhet eller uforholdsmessig store kostnader, ikke med rimelighet oppnås med andre midler som miljømessig er vesentlig bedre.”*

2 Metoder

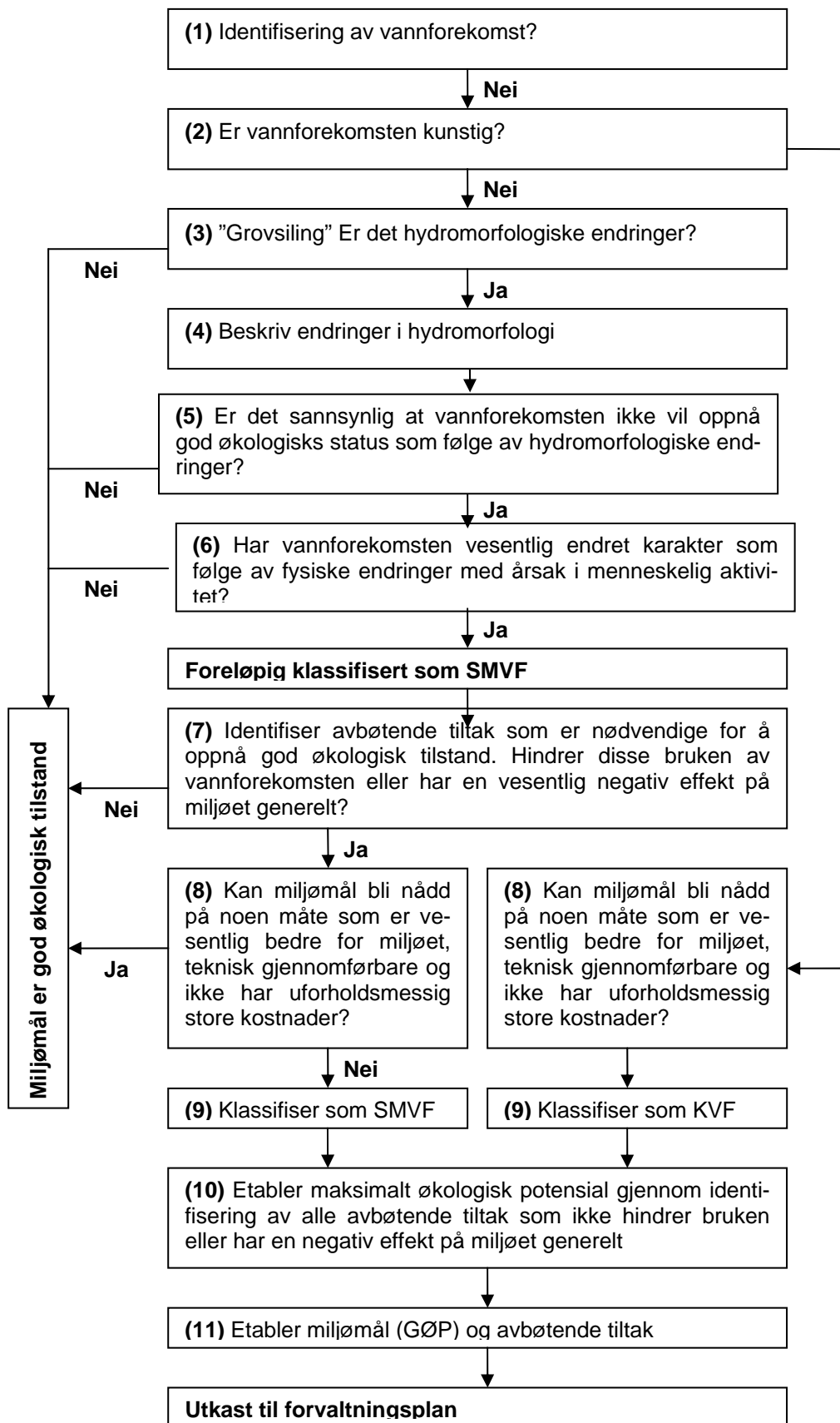
2.1 Klassifisering av sterkt modifiserte vannforekomst (SMVF) og setting av miljømål

Det er under den felles Europeiske arbeid med oppfølging av vanddirektivet (CIS) utarbeidet en detaljert veiledning for identifisering og utpeking av kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster "Guidance Document on Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies" (CIS Working Group 2.2, 14 January 2003). Her beskrives en trinnvis prosess for identifisering og endelig utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster. Identifikasjon av SMVF og identifisering av avbøtende tiltak er en flerstegs prosess hvor vannforekomsten først blir identifisert som foreløpig SMVF etter et sett med utvelgelseskriterier. Deretter tas en endelig bestemmelse av SMVF som inkluderer fastsettelse av miljømål for vannforekomsten. Oppdraget som ligger til grunn for denne rapporten omfatter en vurdering av metoder for fastsettelse av miljømål.

Det er det utarbeidet en veileder for de første delene av utvelgelsesprosessen basert på norske forhold; "Veiledning for foreløpig identifisering og utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) i Norge" (Multiconsult 2004). Denne er tilgjengelig på www.nve.no og omfatter bare ferskvannforekomster. Foreløpig klassifisering av ferskvannforekomstene som er benyttet i dette prosjektet baserer seg på denne veilederen og hovedtrekkene og sentrale tabeller er gjengitt i kapittel 2.2. Vi henviser imidlertid til veilederen for utfyllende detaljer. Endelig bestemmelse om vannforekomsten skal klassifiseres som sterkt modifisert følger av metoden beskrevet i "Guidance Document on Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies" (CIS Working Group 2.2, 14 January 2003). Tekst og tabeller gjengitt i kapittel 2.3 og 2.4 er oversatt og forenklet noe i forhold til original engelskspråklige veileder. For fastsettelse av miljømål er det i tillegg til metodikk foreslått av CIS Working Group 2.2 (original metodikk), også utarbeidet en alternativ metode beskrevet i; "Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designated to facilitate navigation under the Water Frame Directive, Annex II". Alternativ metodikk for trinn 11 i kapittel 2.4 er oversatt og forenklet noe fra dette dokumentet.

Proessen fram mot klassifisering som SMVF eller KVF (kunstig vannforekomst) og setting av miljømål er gitt som en 11 trinns spørring (illustrert i **figur 2.1** nedenfor). Trinn 1-6 beskriver foreløpig klassifisering som SMVF. Tekst og tabeller for trinn 1-6 er hentet fra Multiconsult (2004). Trinn 7-9 beskriver endelig klassifisering som SMVF eller KVF og trinn 10 og 11 beskriver bestemmelse av miljømål for disse. De to alternative metodene som er nevnt ovenfor gjelder bestemmelse av godt økologisk potensial i trinn 11.

Under trinn fem og sju skal det vurderes om vannforekomsten kan nå god økologisk tilstand henholdsvis uten eller med avbøtende tiltak. Dersom vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand enten uten avbøtende tiltak eller med avbøtende tiltak som ikke er til vesentlig hinder for bruken av vannforekomsten skal vannforekomsten ikke klassifiseres som sterkt modifisert og god økologisk tilstand gjelde som miljømål. Dersom vannforekomsten blir klassifisert som sterkt modifisert skal miljømål være godt økologisk potensial. Godt økologisk potensial defineres ut fra bruken av vannforekomsten og skal, kort sagt, ligge så nærme opp til en høy økologisk tilstand som mulig gitt de hydromorfologiske forhold som følger av bruken av vannforekomsten. Dette betyr at miljømålet skal vurderes som den antatte økologiske tilstanden i vannforekomsten ved de forventede hydromorfologiske forhold etter at alle avbøtende tiltak (som ikke har en vesentlig negativ effekt på bruk) er i verksatt. Godt økologisk potensial defineres altså av hvilke avbøtende tiltak som det er rimelig å gjennomføre i vannforekomsten.



Figur 2.1. Flytskjema (oversatt fra Guidance Document No 4, Figur 1) som beskriver trinnvis prosessleddene som leder fram til klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) eller kunstige vannforekomster (KVF) og setting av miljømål for disse. Trinn 1 til 9 beskriver prosessen med klassifisering og trinn 10 og 11 beskriver setting av miljømål for SMVF og KVF. Blir vannforekomsten ikke klassifisert som sterkt modifisert gjelder god økologisk status som miljømål.

En sentral problemstilling i denne forbindelse er valg av kvantitative mål på økologiske forhold (kvalitetselementer) ved god økologisk tilstand. Siden dette er referansetilstanden som både klassifisering og de foreslåtte avbøtende tiltak må vurderes opp mot, må valg av nivåer av økologiske forhold og hvilke elementer som vektlegges forventes å ha innvirkning på hvilke avbøtende tiltak som foreslås og dermed miljømål. Generelle retningslinjer for valg av kvalitetselementer er gitt i vedlegg V til vannforvaltningsforskriften (gjengitt i **tabell 2.1** nedenfor). Både for økologisk tilstand og økologisk potensial skal de fleste dyre- og plantegrupper vektlegges. Det er i definisjonen av økologisk potensial lagt vekt på at de hydromorfologiske forhold skal ivareta en best mulig tilnærming til et økologisk kontinuum, og da særlig med vekt på faunaens vandringsmulighet og reproduksjon.

Tabell 2.1. Oversikt over hvilke kvalitetselementer som er viktigst for klassifisering av økologisk tilstand i henholdsvis elv, innsjø og kystvann.

Elv	Biologiske	Sammensetning og mengde av akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr og sammensetning, mengde og alderstruktur for fiskefauna
	Hydromorfologiske	Vanngjennomstrømmingens volum og dynamikk, forbindelse til grunnvann, variasjon i vassdragets dybde og bredde, elvebunnens struktur og substrat.
	Fysisk-kjemiske	Temperaturforhold, oksygenbalanse, saltholdighet, forurensningstilstand, næringsstoffforhold, spesifikke forurensende stoffer
Innsjø	Biologiske	Sammensetning, mengde og biomasse av fytoplankton, annen akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr og sammensetning, mengde og alderstruktur for fiskefauna
	Hydromorfologiske	Vanngjennomstrømmingens volum og dynamikk, oppholdstid, forbindelse til grunnvann, variasjon i innsjøens dybde, mengde og struktur for innsjøens substrat, innsjøbreddens struktur
	Fysisk-kjemiske	Siktedyp, temperaturforhold, oksygenbalanse, saltholdighet, næringsstoffforhold, spesifikke forurensende stoffer
Kystvann	Biologiske	Sammensetning, mengde og biomasse av fytoplankton, annen akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr
	Hydromorfologiske	Ferskvannsgjennomstrømming, bølgeeksponering, dybdevariasjon, mengde og struktur for bunns substrat, tidevannssonens struktur
	Fysisk-kjemiske	Siktedyp, temperaturforhold, oksygenbalanse, saltholdighet, næringsstoffer, spesifikke forurensende stoffer

Vannforvaltningsforskriften gir også generelle retningslinjer for nivåer av kvalitetselementer som tilsvarer ulike nivåer av økologisk tilstand. Ved svært god økologisk tilstand skal alle kvalitetselementer tilsvare fullstendig eller nesten fullstendig uberørt tilstand i vassdraget. Tradisjonelt i forvaltning av regulerte vassdrag har miljømål vært satt ut fra kvalitet og mengde av fiskearter med verdi for sports og næringsfiske og andre deler av fauna og flora stort sett vært vurdert som støtteelementer for fiskeproduksjon. Vektlegging har også ofte vært på å oppnå best mulig fiskeproduksjon sett fra et menneskelig synspunkt. Dette kan i mange tilfeller komme i konflikt med grunnleggende deler av vannforvaltningsforskriften hvor biodiversitetsmål og mål om mest mulig naturlig tilstand for alle kvalitetselementer er gjeldene prinsipper. Dette betyr ikke at enkeltarter eller grupper av taksa kan brukes som indikatorelementer. Fiskearter med allmenn interesse er her i en sentral posisjon. For eksempel har det i svært mange regulerte vassdrag tidlige vært forskningsfokus på laksefisk (spesielt laks i vassdrag med anadrome bestander) og dette er også ofte den eneste delen av økosystemet hvor det er mulig å vurdere historisk tilstand før inngrep. Vi derfor i klassifiseringen av Auravassdraget i flere tilfeller brukt laks som indikatorart. En vurdering av denne framgangsmåten følger i diskusjonsdelen.

Verdien av kvalitetselementer i vannforekomster klassifisert som sterkt modifiserte skal ved maksimalt økologisk potensial tilsvare høy økologisk tilstand gitt de hydromorfologiske endringer i vannforekomsten som følger av tekniske inngrep etter at alle avbøtende tiltak som ikke har vesentlig negativ effekt på bruken er gjennomført. Det gis åpning for at ulike metoder kan brukes for å fastslå verdier av kvalitetselementer.

- i) Referansetilstand i sammenlignbare vannforekomster
- ii) Modelleringsligninger
- iii) En kombinasjon av i) og ii)
- iv) Ekspertvurderinger når ingen av de overnevnte tilnærmingene er hensiktsmessige

Alle metodene har åpenbare svakheter med dagens kunnskapsstatus. Biologiske systemer varierer både romlig og over tid. Bruk av referansetilstand forutsetter derfor grundig kjennskap til naturlig variasjon i biologiske systemer. Siden det så og si ikke eksisterer langtidsserier fra vassdrag uten inngrep, er kunnskap om naturlig variasjon over tid i uberørte systemer begrenset. Naturlig biologisk variasjon over en geografisk skala er samkorrelert med variasjon i menneskelig påvirkning. Både geografiske mønstre i infrastruktur, bosetninger og landbruk følger også klimatiske og geologiske gradienter. Bruk av uberørte vassdrag som referanseobjekter er derfor gjenstand for naturlig variasjon og vil ikke nødvendigvis gi en riktig referanseverdi. Utarbeidelse av retningslinjer for setting av referansetilstand pågår og det må forventes at kunnskapsgrunnlaget for dette vil bedres. Imidlertid har vi per i dag generelt ikke god nok kunnskap til å sortere ut de ulike variasjonskomponentene på en geografisk skala.

Kunnskap om bruk av matematiske modeller er størst når det gjelder hydromorfologiske og fysisk-kjemiske forhold. Imidlertid er disse ikke uavhengige av ekspertvurderinger siden de aller fleste modeller legger til grunn en rekke forutsetninger som må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Bruk av modeller for å beskrive sammenhengen mellom hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer er også svært omstridt i internasjonale fagmiljøer siden årsakssammenhenger er dårlig kjent og geografisk og temporær overførbarhet i eksisterende modeller har vist seg å være utilfredsstillende (Armstrong et al. 2003). En rekke hydromorfologiske kvalitetselementer (for eksempel geomorfologiske forhold og isprosesser) er også komplekse og vanskelig å beskrive nøyaktig med matematiske modeller.

Vår vurdering er derfor at det per i dag er mest hensiktsmessig å vesentlig benytte seg av ekspertvurderinger av overnevnte forhold, men det bør være en målsetting å på sikt arbeide seg fram til mer objektive vurderingsmetoder. Det er også viktig at ekspertvurderinger passes inn i et rammeverk som i størst mulig grad er etterprøvbart og standardisert.

Flere av vurderingene rundt tiltak og konsekvenser av tiltak på bruk av vannforekomsten som gjøres i løpet av klassifiseringsprosessen går igjen i flere trinn. Dette er summert i **tabell 2.2**. På trinn 7, 10 og 11 skal kostnad tiltak har for bruken av vannforekomsten vurderes. I trinn 1-6 (fore-

løpig klassifisering) skal ingen kostnader eller tiltak vurderes. I trinn 7 skal alle tiltak, uavhengig av kostnaden med gjennomføring av tiltak eller teknisk gjennomførbarhet vurderes. Kun effekter på bruken av vannforekomsten eller miljøet generelt er relevante her. Negative økonomiske som følger av tapt bruk av vannforekomsten skal imidlertid vurderes. I trinn 8 skal alternativer til bruken av vannforekomsten utredes. Alternativer skal vurderes opp mot teknisk gjennomførbarhet og disproporsjonale kostnader. Hvis vannforekomsten blir vurdert som sterkt modifisert skal maksimalt og godt økologisk potensial defineres. Disse vurderes ut fra alle tiltak som ikke har en vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten eller for miljøet generelt. Kostnader i forbindelse med gjennomføring av tiltak, disproporsjonale kostnader eller teknisk gjennomførbarhet av tiltak skal ikke vurderes her siden foreslåtte tiltak kun er med på å definere en referansesituasjon. Det bare kostnader på den spesifikke bruken som skal vurderes. Teknisk og kostnadmessig gjennomførbarhet for tiltak skal først vurderes i forbindelse med forvaltningsplanen for vassdraget.

Det åpnes opp for at både enkle deskriptive metoder, enkle kvantitative metoder samt mer detaljerte økonomiske analyser kan brukes i forbindelse med analyser av kostnader tiltak har på bruk av vannforekomsten. Enkle deskriptive analyser er formålstjenelige når den negative effekten på bruken er små (helt klart ikke vesentlig) eller effekten er svært stor (helt klart vesentlig). Mer detaljerte vurderingsmåter tas i bruk i tilfeller hvor usikkerheten i vurderingen er store (tilfeller hvor effekten er åpenbar) og de økonomiske konsekvensene er store. En detaljert gjennomgang av metodikk for kostnadsfastsetting er gitt i kapittel 2.5.

Tabell 2.2. Skjematisk gjennomgang av hvilke tiltak samt kostnader og fordeler med de ulike tiltak som skal vurderes på hvert enkelt trinn i prosessen. Tabellen er basert på tabell 4 i CIS Guidance Document no. 4.

Trinn i prosessen	Tiltak som skal vurderes	Kostnader (og fordeler) relatert til tiltak
1-6: Foreløpig klassifisering	Ingen	Ikke vurdert
7: Endelig klassifisering av vannforekomsten som sterkt modifisert	Avbøtende tiltak som er nødvendig for å nå god økologisk tilstand	<ul style="list-style-type: none"> Kostnader i forbindelse med negative effekter på bruken og miljøet generelt Fordelene med å oppnå god økologisk tilstand skal vurderes. Andre fordeler kan vurderes Kostnader i forbindelse med gjennomføring av avbøtende tiltak skal ikke vurderes
8: Erstatte bruken av vannforekomsten	Ingen	<ul style="list-style-type: none"> Sammenlign fordeler med dagens bruk av vannforekomsten med alternativer Disproporsjonale kostnader Teknisk gjennomførbarhet skal vurderes
9: Klassifisering som SMVF (sterkt modifisert vannforekomst) eller KVF (kunstig vannforekomst)	Avbøtende tiltak som er nødvendig for å nå god økologisk tilstand	Se punkt 7 og 8

10: Etablering av maksimalt økologisk potensial	Avbøtende tiltak som ikke har en vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten eller på miljøet generelt og som sikrer en best mulig økologisk kontinuitet	<ul style="list-style-type: none"> • Kostnader for bruken og negative effekter på miljøet generelt skal vurderes • Positive effekter på vannforekomsten ved å gjennomføre tiltak skal vurderes • Kostnader i forbindelse med gjennomføring av avbøtende tiltak inkludert disproporsjonale kostnader (se kapittel 2.5) skal ikke vurderes • Teknisk gjennomførbarhet skal ikke vurderes
11a: Etablering av godt økologisk potensial (Original metodikk)	Avbøtende tiltak som ikke har en vesentlig negativ effekt på bruken eller på miljøet generelt som forbedrer økologiske forhold til et mål som avviker lite fra maksimalt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Kostnader for bruken og negative effekter på miljøet generelt skal vurderes • Positive effekter på vannforekomsten ved å gjennomføre tiltak skal vurderes • Kostnader i forbindelse med gjennomføring av avbøtende tiltak inkludert disproporsjonale kostnader (se kapittel 2.5) skal ikke vurderes • Teknisk gjennomførbarhet skal ikke vurderes
11b: Etablering av godt økologisk potensial (Alternativ metodikk)	Avbøtende tiltak som ikke har en vesentlig negativ effekt på bruken eller på miljøet generelt og som enkeltvis eller til sammen forbedrer den økologiske tilstanden. Tiltak fra punkt 10 som bare i liten grad forbedrer den økologiske tilstand ekskluderes	<ul style="list-style-type: none"> • Kostnader for bruken og negative effekter på miljøet generelt skal vurderes • Positive effekter på vannforekomsten ved å gjennomføre tiltak skal vurderes • Kostnader i forbindelse med gjennomføring av avbøtende tiltak inkludert disproporsjonale kostnader (se kapittel 2.5) skal ikke vurderes • Teknisk gjennomførbarhet skal ikke vurderes •
Forvaltningsplan (gjelder for alle vannforekomster, ikke bare sterkt modifiserte)	Alle tiltak (inkludert tiltak vurdert på ulike trinn i klassifiseringsprosessen)	<ul style="list-style-type: none"> • Kostnader for bruken og negative effekter på miljøet generelt skal vurderes • Den mest kostnadseffektive kombinasjonen av tiltak for å nå de økologiske kvalitetsmål • Teknisk gjennomførbarhet for tiltaket skal vurderes

2.2 Foreløpig klassifisering som sterkt modifiserte vannforekomst (trinn 1-6)

Det er tidligere utarbeidet en veileder for foreløpig klassifisering av SMVF (Multiconsult 2004). Også oppdraget som ligger til grunn for denne rapporten omfatter en foreløpig klassifisering av eksempelassdrag. I denne forbindelse er det benyttet metodikk fra Multiconsult (2004) og hovedtrekkene av denne er gjengitt nedenfor.

Trinn 1: Inndeling av nedbørsfeltet i vannforekomster

Første trinn er en identifikasjon av grensing av vannforekomster i nedbørsfeltet. Alle forekomster skal klassifiseres inn i en av kategoriene; elv, innsjø, overgangsvann (brakkvann) og kystvann. Grunnvann behandles separat. De enkelte vannforekomstene skal være både betydelige i størrelse, klart atskilt fra andre vannforekomster og tilhøre samme økologiske klasse. Deler av en innsjø eller ei elv som har ulik økologisk status skal altså i prinsippet inndeles i separate kategorier. Vannforekomsten skal defineres presist og ha klare grenser mot naboforekomst. For eksempel kan ei elv endre karakter ved samløp med ei annen elv, innløp til en fjord eller innsjø eller ved et kraftverktløp. Det er imidlertid ikke hensiktsmessig å dele vassdraget opp i for mange vannforekomster. Man kan starte med et fåtall og heller dele disse opp i mindre enheter om det skulle vise seg nødvendig. Målsetningen med definisjon av vannforekomster er å finne det lavest antallet som lar seg forvalte enkeltvis med enhetlige miljømål. For innsjøer setter direktivet en nedre grense på 0,5 km² på hva som må skilles ut som egne forekomster. Nedre grense for en elvestrekning er satt til 500 m.

Veilederen for foreløpig klassifisering av SMVF (Multiconsult 2004) gir følgende forslag til inndeling av vannforekomster:

Innsjøer og magasiner	Innsjøer eller magasin med overflate større en 0,5 km ² (målt ved normal sommervannstand eller ved høyeste regulerte vannstand) skal normalt ikke slås sammen med andre vannforekomster. Våtmarker i tilknytning til innsjø / magasin kan også inkluderes.
Bratte elver (fosser og stryk)	Elver med variert topografi og som derfor har stor variasjon i hydrologi og morfologi skal normalt ikke deles i flere vannforekomster så lenge økologisk status ikke varierer langs elvestrekningen. Der man kan forvente store forskjeller i økologisk status skal det normalt deles. Dette kan for eksempel være ovenfor og nedenfor lakseførende strekning eller kraftverksutløp. En elv kan også regnes som en kontinuerlig vannforekomst selv om den renner gjennom en innsjø uten å endre karakter. Elven ovenfor og nedenfor innsjøen behandles da som en vannforekomst mens selve innsjøen blir en egen.
Elvestrekninger i lavlandet	For å sette riktige miljømål kan det være nødvendig å dele ei elv inn i egen forekomst der den endrer karakter i overgangen mellom brattere gradient høyere oppe i nedbørsfeltet og elvedaler. Det anses imidlertid ikke nødvendig å foreta en oppdeling selv om elven renner inn i andre vegetasjonssoner eller under marin grense dersom dette ikke vesentlig endrer elvas karakter eller økologisk status.
Elveutløp til sjøen	Grensen mellom elv og brakkvann foreslås satt ved skjæringspunktet ferskvann / saltvann under normal lavvannføring og normalt høyt tidevann. Betegnelsen "overgangsvann" som brukes ellers i Europeisk sammenheng for å beskrive den påfølgende kategorien er i Norge innlemmet i betegnelsen kystvann.
Bekker og mindre elver	Bekker med nedslagsfelt under 10 km ² skal i utgangspunktet ikke deles opp i mindre enheter, men slås samme til "bekkefelt". Bekkefelt kan slås samme til størrelser på ca 100 km så lenge hele feltet utgjør en naturlig forvaltningsenhet med samme økologisk status og vanntype. På samme måte som en elv kan renne igjennom en innsjø og behandles som samme forekomst oppstrøm og nedstrøm denne kan et bekkefelt også "omkranse" en innsjø.

Trinn 2 Er forekomsten kunstig?

Kunstige vannforekomster skilles ut fra kandidater til SMVF. Definisjonen av en kunstig vannforekomst er i denne sammenheng svært spisset. Det er en forutsetning at vannforekomsten er konstruert av mennesker på et sted der det ikke fra før har vært noen naturlig vannforekomst. Siden nesten samtlige magasiner i Norge baserer seg på eksisterende innsjøer eller elver og bekker kan disse ikke betegnes som kunstige. Dette spørsmålet vil derfor kun ha relevans i ytterst få Norske tilfeller men skal allikevel stilles rutinemessig som en del av identifiseringsprosessen fram til SMVF. Et eksempel på vannforekomst som i norsk sammenheng kan komme inn under denne definisjonen er overføringskanaler og avløp fra kraftverk dersom disse skjærer gjennom det som tidligere var tørt land. Disse bør imidlertid normalt være større enn 0,5 km² i overflateareal og lengre enn 500 m. Det bør også være noe menneskelig kontroll over vannstanden.

Hvis en forekomst blir klassifisert som kunstig faller normalt kravet om denne skal oppnå god økologisk status eller tilnærmet naturtilstand bort.

Trinn 3: Er det hydromorfologiske endringer (grovsiling)?

Formålet med dette trinnet er å sortere vekk alle forekomster uten menneskeskapt endringer i hydromorfologiske forhold (vannføring, strømningsmønster, bunnforhold, topografi og lignende). Også vannforekomster med bare svært små endringer sorteres vekk her. Imidlertid skal forekomster der det er tvil om endringer tas med videre i prosessen. Vurderinger i trinn 3 skal kunne gjøres av fagfolk med varierende bakgrunn uten krav til spesifikk hydrologisk kompetanse.

De dominerende forhold som kvalifiserer her vil i Norge vesentlig være relatert til vannkraft men også for eksempel flomsikring og båttransport. **Hydrologiske endringer** vil ofte være relatert til sesongmessig eller døgnmessig variasjon i vassføring. Også endring i vanntemperatur eller vannkvalitet som følge av hydrologiske endringer, for eksempel ved overføring fra kraftmagasin, regnes også inn her. **Morfologiske endringer** er endringer i elvens eller innsjøens form og utseende eller sammensetning av bunnsubstrat. Dette kan for eksempel være utretting av meanderende strekninger for flomavlastning, graving eller mudring i elveleiet. Regulering av vannstand med kunstig oppdemming eller utgraving i elveleiet betraktes som morfologisk endring her. Så lenge forandringer i vannstand er synlig, regulert annerledes enn naturlig variasjon eller reguleringsgrensen er over et vist nivå og med klart synlige endringer kvalifiserer dette til videre SMVF testing uten videre utredning.

Nedstrømssperrer for fiskevandring er ikke nok til å i seg selv kvalifisere til at vannforekomsten oppstrøms kategoriseres som kandidat for SMVF. Dette betyr at områder ovenfor inngrep ikke skal utpekes som SMVF kandidater selv om dette sperrer for vandring av fisk hvis det ikke finnes andre inngrep av betydning høyere opp i vassdraget.

Trinn 4 og 5: Er vannforekomsten betydelig endret i hydromorfologi slik at den ikke oppnår god økologisk status?

Det avgjørende kriterium for å velge om en vannforekomst er kandidat til å klassifiseres som SMVF, er spørsmålet om endringer som følge av menneskelig påvirkning på hydrologi og morfologi hindrer den i å oppnå god økologisk status. Veilederen for foreløpig klassifisering av SMVF (Multiconsult 2004) slår sammen trinn 5 og 6 i CIS veilederen som omhandler både bruk av hydromorfologiske og økologiske indikatorer.

	Vannforekomster som er betydelig hydromorfologisk endret er gitt som kandidater til SMVF i følgende situasjoner:
Reguleringsmagasin	Reguleringsmagasin med større areal enn 0,5 km ² . Her inkluderes oppdemninger som hever vannstanden i en elv med mer enn 5 m fra flomnivået tilsvarende en middelflom. Kunstig endring av vannstand på mer enn 50 cm i et våtmarksområde (både innsjø og elv).

Innsjøer	<ul style="list-style-type: none"> • Oppdemmet eller hevet mer enn 10 meter fra naturlig vannstand (uansett reguleringsgrensene). • Aktiv regulering med årlig variasjon på mer enn 3 m mellom HRV og LRV. • Endring i hydrologisk belastning (HB) med en faktor på minst 5, for lavlandsinnsjøer med høyfjellsinnstrømming. For eks fra HB=100 til HB=20 eller motsatt. Dette gjelder primært for lavlandsinnsjøer. En kan risikere at innsjøen kan endre karakter fra oligotrof til eutrof, eller omvendt. • Lakseførende vannforekomster har fått endret turbiditeten fra "klare" forhold (turbiditet < 0,5 FTU) til turbide forhold (turbiditet > 2,0 FTU). Ikke-humøse innsjøer som på grunn av økte tilførsler av leire/silt har fått redusert siktedypet med minst 2 m sommerstid til under 4 m.
Elver	<ul style="list-style-type: none"> • Bekkeinntak eller overføring fjerner alt vann uten å slippe minstevann. Her skal SMVF forekomsten strekke nedstrøms bekkeinntaket til neste hovedsamløp hvor arealet som bidrar med fritt tilløp nedstrøms bekkeinntaket har steget igjen til ca 75 % av hele feltarealet. • Dam eller overføring fjerner vannet fra elven slikt at minstevannføringen nedenfor dammen er mindre enn det som er naturlig (Q95). Her skal alle med minstevannslipp som går under 20 % av Q95 automatisk være SMVF kandidater, mens de mellom 20 % og 100 % av Q95 blir gjenstand for en særskilt faglig vurdering basert bl.a. på dagens kunnskap om økologisk status. • Dersom vannføringen ved effektkjøring av kraftverk endres med mer enn 5 % pr. time i forhold til vannføring ved maksimal turbinytelse. • Naturlig middel flomvannføring ikke lenger opptrer oftere enn hvert 20. år på grunn av oppstrøms regulering. • Elvestrekninger som normalt er islagt ikke lenger opplever vanntemperaturer under +1 °C (dvs. er isfri om vinteren). • Lakseførende vannforekomster der gjennomsnittlig pH bli redusert med mer enn 0,5 til under pH 5,5 på grunn av overføringer oppstrøms. • Dersom lakseførende vannforekomster har fått endret turbiditeten fra "klare" forhold (turbiditet < 0,5 FTU) til turbide forhold (turbiditet > 2,0 FTU). • Sterkt kanaliserte elvestrekninger og strekninger med sluser for båttrafikk, som er sterkt påvirket over mer enn 1 km sammenhengende lengde eller der endringer (forbygning, veiutfylling mv.) er gjort på minst 50 % av summen av lengden på begge elvesider i hele vannforekomsten. • I bekkefelt som har mer enn 50 % av samlet areal urbanisert, eller mer enn 50 % av elvenettverket sitt sterkt påvirket av inngrep som f. eks. rør og kulverter, endring av ruhet, vegetasjon og substrat osv. Dette gjelder bare der hvor landarealer er innvunnet for viktige bruksformål, som f.eks. bymessig bebyggelse eller landbruk.

Dersom de fysiske inngrep er så store at de omfattes av kriteriene ovenfor, skal vannforekomsten vurderes videre i forhold til indikatorer som sannsynliggjør om vannforekomsten oppfyller kravene til god økologisk status:

- Har vannforekomsten endret karakter fra rennende vann til innsjø eller omvendt?
- Er vegetasjonssoner og vegetasjonstyper blitt borte i og langs strandkanten?
- Har inngrepet ført til en vesentlig økt begroing av alger?

- Økt autofiering?
- Har utvasking av strandsone eller endret strandsone eller gruntvannssone ført til endringer i faunaen i innsjøen?
- Er det dannet nye våtmarksområder som et resultat av hydromorfologiske endringer?
- Har artssammensetningen endret seg som følge av hydromorfologiske endringer?

Dersom et eller flere av disse spørsmålene er positivt besvart eller det er tvilstilfeller, skal vannforekomsten tas med videre til trinn 6.

Trinn 6: Har vannforekomsten vesentlig endret karakter på grunn av menneskelig bruk?

For at vannforekomsten foreløpig skal kunne klassifiseres som SMVF må årsaken til endringer som er påpekt i foregående trinn og at GØT ikke er oppnådd være en direkte eller indirekte følge av fysiske endringer. Dette kravet ekskluderer eksplisitt forurensingsbelastninger. Endringene må videre være tydelige, permanente og ha et betydelig omfang og dessuten et resultat av en spesifikk bruk. Med spesifikk bruk menes i vannrammedirektivet:

- Navigering, inkludert havneanlegg og rekreasjonsfasiliteter
- Magasinering av vann for kraftproduksjon, vannforsyning, fiskeoppdrett og lignende
- Regulering, flomkontroll, kanalisering og drenering
- Andre tilsvarende viktige og varige utviklingsaktiviteter som større overføringer, store samferdselskonstruksjoner, urbanisering og lignende

Dersom disse kriteriene er oppfylt, klassifiseres vannforekomsten som foreløpig sterkt modifisert. For endelig fastsetting av status som SMVF og tillagt miljømålet "godt økologisk potensial" og ikke "god økologisk tilstand" skal vannforekomsten vurderes med hensyn på det fysiske inngrepets samfunnsmessige verdi og muligheter og kostnader med avbøtende tiltak. Dette vil bli behandlet i neste kapittel.

Prosessen som leder fram til klassifisering som foreløpig SMVF skal dokumenteres ved trinn 4 og 5. Det skal videre legges fram kartskisser hvor det er pålagt å bruke mørke grå, diagonale skraveringer for å markere SMVF. Dammer og overføringer og skiller mellom vannforekomster i vassdraget skal også markeres. Det skal settes opp tabeller for alle foreløpig klassifiserte SMVF i vassdraget hvor de spesifikke kriteriene og bruk som ligger til grunn for klassifiseringen er listet. Dokumentasjon av vesentlige hydromorfologiske endringer, for eksempel vannføringsserier før og etter regulering, bør også vedlegges.

2.3 Endelig klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst (trinn 7-9)

Trinn 7: Identifiser avbøtende tiltak som er nødvendig for å oppnå god økologisk tilstand

For at vannforekomsten skal kunne klassifiseres endelig som sterkt modifisert skal mulige avbøtende tiltak vurderes opp mot samfunnsmessige kostnader ved å gjennomføre disse. Hensikten er at en vannforekomst kun skal defineres som sterkt modifisert dersom det ikke er noen realistisk (ut fra både samfunnsøkonomiske og biologiske kriterier) mulighet for at den kan oppnå god økologisk tilstand som definert i vedlegg V av vannforvaltningsforskriften. Hver enkelt vannforekomst bør derfor vurderes hver for seg, selv om det også åpnes opp for at grupper av vannforekomster kan vurderes sammen (Guidance Document nr 4, 5.5).

Identifisering av avbøtende tiltak og kostnader foreslås gjennomført i tre trinn:

i)	<i>Identifiser aktuelle avbøtende tiltak som er nødvendig for å oppnå god økologisk tilstand:</i> Det førte steget er å identifisere nødvendige forandringer i hydromorfologiske egenskaper til vannforekomsten som trengs for å oppnå god økologisk tilstand. Det vil ofte være aktuelt å sortere tiltak i tre ulike kategorier: i) tiltak for å forbedre hydromorfologiske forhold, ii) tiltak for å forandre fysisk-kjemiske egenskaper og iii) direkte tiltak for å forbedre
----	--

	<p>biologisk status uten å forandre det fysiske miljø (for eksempel tynning av fiskebestander).</p> <p>Det er viktig at det enkelte tiltaks bidrag til å nå god økologisk tilstand i vannforekomsten blir identifisert under dette punktet. Direkte og indirekte kostnader vurderer under neste punkt.</p>
ii)	<p><i>Identifiser negative effekter av avbøtende tiltak på de aktuelle bruksgruppene:</i> Vesentlige negative effekter på bruken av vannforekomsten skal identifiseres. Dette forutsetter at det er aktive brukere. Imidlertid kan bruk skifte over tid og den historisk bruken være erstattet av andre. For eksempel kan tidligere vannforsyningsreservoarer i dag ha viktige bruksområder som rekreasjonsområde.</p> <p>Negative effekter på bruken er ofte direkte økonomiske effekter (for eksempel tapt kraftproduksjon). Men også indirekte økonomiske og sosiale effekter (for eksempel på rekreasjon gjennom tap av badeplasser, fiske) bør vurderes. Disproporsjonale kostnader ved tiltaket eller brukers betalingssevne / vilje skal ifølge CIS-veilederen ikke vurderes her. Hva som er en vesentlig negativ effekt på bruken kan og vil variere. Normalt skal ikke effekten av et tiltak regnes som vesentlig hvis den er mindre en naturlig korttids variasjon, for eksempel i utbytte fra kraftproduksjon.</p> <p>Hvis negative effekter av nødvendige tiltak for å oppnå god økologisk tilstand er vesentlig, vurderes vannforekomsten videre i trinn åtte. Det skal også vurderes om nødvendige tiltak vil ha en negativ effekt på miljøet generelt i neste punkt.</p>
iii)	<p><i>Identifiser negative effekter av avbøtende tiltak på miljøet generelt:</i> Hensikten med denne vurderingen er å forsikre seg om at avbøtende tiltak foretatt i en enkelt vannforekomst skaper ikke andre miljøproblemer. Andre miljøproblem regnes her for eksempel klimagass utslipp, fortidsminner og estetiske hensyn.</p>

Trinn 8: Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet

Hvis nødvendige avbøtende tiltak for å nå god økologisk tilstand identifisert under trinn 7 ikke lar seg gjennomføre uten vesentlig negative virkninger for bruken skal alternativer til bruk av vannforekomsten utredes. Dette er formålet med trinn 8. Det skal vurderes om alternative løsninger er teknisk gjennomførbare, om de er bedre for miljøet generelt og om de er uforholdsmessig dyre. For eksempel om reduksjon i kraftproduksjon i den aktuelle vannforekomsten kan kompenseres ved for eksempel oppgradering/effektiviseringstiltak, kraftproduksjon i en annen vannforekomst hvor miljøeffektene er mindre, eller erstattes av andre energityper. Om netto-kostnadene ved krafttap er uforholdsmessig større enn nytte for andre vannbrukere av forbedringer i økologisk status eller potensial.

Trinn 9: Endelig klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst

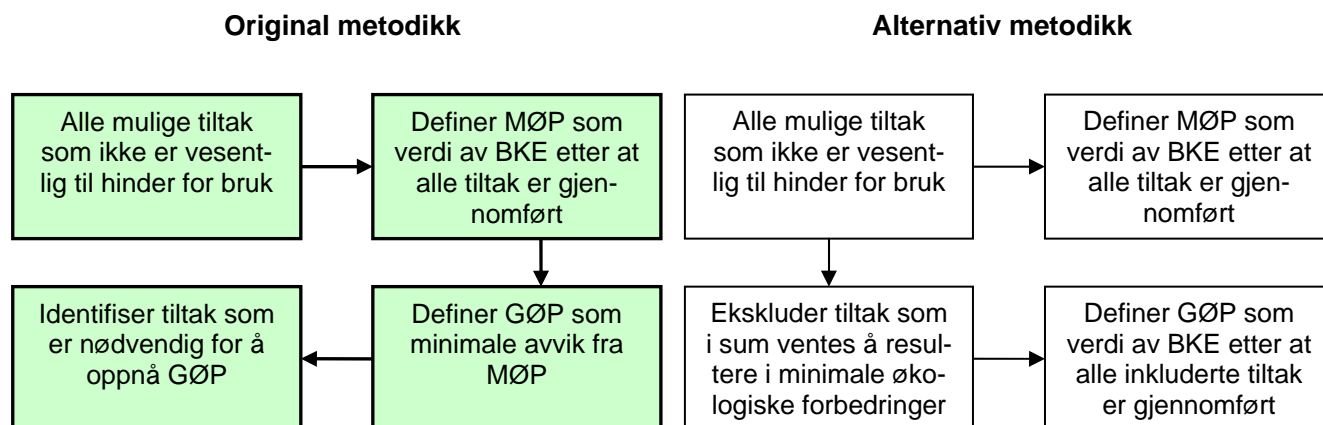
Gitt at det ikke blir identifisert avbøtende tiltak som kan gi vannforekomsten god økologisk status uten at det er til vesentlig hinder for bruken av denne, eller at bruk kan erstattes med annen aktivitet (punkt 7 og 8) skal vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert. Miljømål blir da godt økologisk potensial og fastsettes i trinn 10 og 11.

2.4 Fastsettelse av miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster (trinn 10 og 11)

Trinn 10 og 11 beskriver fastsettelse av miljømålene for vannforekomster endelig klassifisert som sterkt modifiserte. Miljømålet blir fastsatt gjennom å identifisere mulige avbøtende tiltak. Den forventede økologiske tilstanden til vannforekomsten (nivå på biologiske kvalitetselementer) etter at alle mulige tiltak er gjennomført kalles det maksimale økologiske potensial. Siden det maksimalt oppnåelige økologiske potensial er en noe teoretisk, er miljømålet satt til godt økologisk potensial. Dette er en forventet tilstand som er svært nærme det maksimale økologiske potensialet til

vannforekomsten. Praktisk erfaring med fastsettelse av godt økologisk potensial etter vannforvaltningsforskriften er foreløpig svært begrenset og definisjonene noe komplekse. Bestemmelse av maksimalt økologisk potensial skjer i trinn 10 av prosessen. Fastsettelse av de konkrete miljømålene (godt økologisk potensial) skjer i trinn 11. Veiledningsdokumentene for vannforvaltningsforskriften oppgir alternative metoder for å fastsette dette. Vi vil i dette kapitlet først gi en gjennomgang av trinn 10 og deretter to alternative metoder for trinn 11.

Den originale metoden for fastsettelse av godt økologisk potensial er beskrevet i Guidance Document nr 4 og baserer seg på at godt økologisk potensial defineres som små avvik fra maksimalt økologisk potensial. Kriteriene for forskjellen mellom godt økologisk potensial og maksimalt økologisk potensial tilsvarer forskjellene mellom svært god økologisk tilstand og god økologisk tilstand gitt i Vedlegg V til vannforvaltningsforskriften. En alternativ metodikk er foreslått i Annex VI av "Good practice in managing the ecological impacts of hydropower". Denne oppgir godt økologisk potensial som forventet økologisk tilstand etter at alle avbøtende tiltak som samla kan forventes å ha en vesentlig forbedrende effekt er gjennomført.



Figur 2.2. Skisse som illustrerer to alternative metoder i trinn 11 for å nå fram til verdien av biologiske kvalitetselementer (BKE) gjennom fastsettelse av godt økologisk potensial (GØP) og maksimalt økologisk potensial (MØP). Figuren er hentet fra og oversatt fra "Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designated to facilitate navigation under the Water Frame Directive, Annex II".

Trinn 10: Etablering av maksimalt økologisk potensial (MØP)

Etablering av maksimalt økologisk potensial skjer via en fire trinns prosess:

i)	Velg kvalitetselementer som MØP skal vurderes ut fra: Aktuelle kvalitetselementer vurderes ut fra hvilken kategori naturlig vannforekomst som er mest sammenlignbar. For eksempel vil et reguleringsmagasin være mest sammenlignbart med en innsjø selv om den opprinnelige vannforekomsten var en elv. Se vedlegg V i vannforvaltningsforskriften.
ii)	Etabler de nødvendige hydromorfologiske forhold som er nødvendig for å oppnå MØP: De hydromorfologiske forholdene skal ikke nødvendigvis reflektere den historiske tilstanden til vannforekomsten (reguleringsmagasinet skal ikke tilbakeføres til en elv). Derimot skal den nærmest sammenlignbare naturlige typen av vannforekomst (for eksempel innsjø) brukes til å fastslå aktuelle verdier av hydromorfologiske forhold som skal tilstrebes. Grunnlaget for MØP er økologisk tilstand til vannforekomsten etter at alle mulige relevante tiltak er gjennomført. Avbøtende tiltak er i denne sammenhengen

	definert som tiltak som a) bringer økologisk tilstand i vannforekomsten nærmest mulig en sammenlignbar vannforekomst uten inngrep gitt hydromorfologiske endringene og b) ikke har vesentlige negative effekter på bruken. Vurdering av aktuelle tiltak gjøres altså opp mot en vurdering av de økonomiske konsekvensene dette har for bruken. Imidlertid legges ikke kostnader ved gjennomføring av tiltaket (for eksempel bygging av ei fisketrapp) til grunn under dette punktet.
iii)	Etablere fysisk-kjemiske forhold som er nødvendig for å oppnå MØP: Hydromorfologiske forhold i nærmeste sammenlignbare naturlige vannforekomst legges til grunn for å fastslå fysisk-kjemiske kvalitetselementer. Disse er viktige grunnlagsparametere for vurdering av biologiske kvalitetselementer i neste trinn. Fysisk kjemiske forhold som først og fremst vurderes er slike som er knyttet til hydromorfologiske karakteristika ved vannforekomsten. Slike forhold er for eksempel endrede temperaturforhold nedstrøms kraftverk, gassovermetning eller endret ferskvannstilsig i estuarier og fjorder. Forurensing som har andre årsaker enn endringer i hydromorfologiske forhold i vannforekomsten skal ikke vurderes her
iv)	Fastslå biologisk tilstand ved MØP: Biologiske forhold ved maksimalt økologisk potensial beskriver, så langt som mulig, forhold tilsvarende den nærmest sammenlignbare typen vannforekomst gitt de hydromorfologiske og fysisk-kjemiske forhold bestemt under trinn 2 og 3. Tilstand av biologiske kvalitetselementer ved MØP skal i størst mulig grad reflektere kvalitetselementer i den nærmest sammenlignbare vannforekomsten og vil være bestemt av de hydromorfologiske og fysisk-kjemiske forhold fra punkt 2 og 3.

Trinn 11: Etablering av operative miljømål (godt økologisk potensial)

	Original metodikk
v)	Godt økologisk potensial: Dette er miljømålet for sterkt modifiserte vannforekomster. Metodikken beskrevet i Guidance document nr 4 følger av definisjonen av godt økologisk potensial og etablerer dette som mindre forandringer i forhold til maksimalt økologisk potensial. Dette tilsvarer forskjellen mellom høy og god økologisk tilstand gitt i vedlegg V av vannforvaltningsforskriften.
	Alternativ metodikk
v)	Rangering av virkningsgrad til avbøtende tiltak: Avbøtende tiltak fra trinn 10 rangeres etter virkningsgrad. Tiltak som enkeltvis eller samla i liten grad har en positiv effekt på økologisk tilstand siles vekk.
vi)	Fastsettelse av miljømål: Godt økologisk potensial defineres som forventet økologisk tilstand (verdi av alle biologiske kvalitetselementer) etter at alle avbøtende tiltak som gjenstår etter avsilinga i punkt v er gjennomført.

Etablering av maksimalt økologisk potensial er identisk i begge metodene. Den alternative metoden skiller imidlertid seg fra den originale ved bestemmelse av godt økologisk potensial. Mens den originale metoden definerer godt økologisk potensial direkte fra maksimalt økologisk potensial, defineres godt økologisk potensial i den alternative metoden som tilstanden etter at alle avbøtende tiltak er iverksatt, unntatt tiltak som i sum bare har liten effekt på bedringen i økologisk tilstand. Tenkt fordel med dette er at feil i vurderinger som ligger til grunn for definering av maksimalt økologisk potensial ikke akkumuleres videre i prosessen.

2.5 Samfunnsøkonomisk vurdering av metodikk for å fastsette miljømål for SMVF

I dette avsnittet avklarer vi først noen begreper rundt samfunnsøkonomisk analyse av miljømål under Vanddirektivet. Vi diskuterer deretter en prinsippmodell som skal illustrere betydningen av å foreta en overordnet vurdering av både nytte og kostnader av tiltak som vil redusere kraftproduksjonen i fastsettelsen av miljømål under Vanddirektivet. Basert på publiserte undersøkelser diskuterer vi verdien av vannforekomstene for en viktig annen vannbruker, nemlig fritidsfiske eller sportsfiske. Til slutt gjennomfører vi et regneksempel for noen minstevannførings-scenarier for å illustrere noen av konklusjonene fra prinsippmodellen.

2.5.1 Begrepsavklaring

Bruk av vannet ("vannbruk") / menneskelig virksomhet / samfunnsnyttige formål: I CIS veilederen (Guidance document No 4) brukes disse begrepene om hverandre for å beskrive (i vår oversettelse) a) miljøet generelt, b) skipsfart, havneanlegg eller rekreasjon, c) aktiviteter som krever magasinering, overføring og fraføring av vann, for eksempel drikkevannsforsyning, elektrisitetsproduksjon eller vanning, d) flomvern, drenering, eller e) annen tilsvarende viktig bærekraftig virksomhet.

Vannbruk (c) og (d) er spesielle i og med at de innebærer hydromorfologiske inngrep som endrer vannstand og vannføring. Blant de "avbøtende tiltak" som vurderes i forbindelse med miljømål kan derfor være en reduksjon i vannbruken. I forbindelse med vannkraftregulering vil mindre bruk av vann bety et tap i kraftproduksjon. "Negative effekter på bruk av vannet" og "avbøtende tiltak" kan derfor betraktes som synonyme begreper i denne forbindelse. Dette fører til noe forvirring ved en gjennomlesning av CIS veilederens (Guidance document No 4) anbefalinger om kostnader ved, og nytte av, tiltak som skal vurderes under hvert trinn i miljømålsfastsettelsen (**tabell 2.2**). Ved fastsetting av miljømål synes veilederens formulering "kostnader i forbindelse med gjennomføring av avbøtende tiltak skal ikke vurderes" å gi anledning til å vurdere drastiske og kostbare reduksjoner i utnyttelsen av vann til f.eks. kraftproduksjon. Samtidig synes formuleringen "kostnader for bruken og negative effekter på miljøet generelt skal vurderes" å indikere at urimelig kostbare tiltak ikke skal vurderes.

Kostnader og nytte i miljømålsvurderingen: CIS veilederen (**tabell 2.2**) anbefaler at man vurderer "fordelene ved å oppnå god økologisk tilstand" (trinn 7) (hvilket vil bety at vannforekomsten ikke skal klassifiseres som SMVF), og "positive effekter på vannforekomsten ved å gjennomføre tiltak" (trinn 10-11) (når forekomsten er endelig bestemt å være SMVF). Fra et økonomisk ståsted vil det engelske ordet "benefits" (i **tabell 2.2** oversatt med henholdsvis "fordelene" og "positive effekter" som oftest oversettes med "nytte" og kunne være gjenstand for økonomiske verdsettingsmetoder dersom data og ressurser tillater dette). Denne tolkningen er i overensstemmelse med en anbefaling om å vurdere kostnader ("cost of restoration measures, costs of other means") under de samme trinnene i **tabell 2.2**. I en økonomisk sammenheng er det derfor også naturlig å oversette "benefits to the water body" med "nytte for bruken av vannet" ved å gjennomføre tiltak. Denne tolkningen av CIS veilederen betyr at begrepet "uforholdsmessige kostnader" ikke er fullstendig uten en vurdering av kostnadseffekt av ulike tiltak og nytten av økt økologisk status eller potensial for vannbrukere.

Kostnadseffektivitet av kompenserende kraftproduksjon: Kan miljømål nås på noen måte som er vesentlig bedre for miljøet, teknisk gjennomførbart og ikke har uforholdsmessige store kostnader? CIS veilederen åpner for en vurdering av "erstatning for vannbruken" (trinn 8 i **tabell 2.2**). Eksempler kan være effektiviserings tiltak i kraftproduksjon i eksisterende kraftverk, kraftproduksjon i andre nedbørfelt, nye kompenserende kraftverk (for eksempel elvekraftverk som utnytter økt krav til minstevannføring) eller kraftimport. Vi argumenterer derfor at vurdering av til dels store endringer i dagens produksjon bør også tas med i vurdering av miljømål dersom de gjør det mulig å oppnå "god økologisk tilstand" eller "godt økologisk potensial". Selv om kostnadene for slike avbøtende tiltak er "uforholdsmessige" for den enkelte kraftprodusent, kan det på tvers av nedbørfelt være samfunnsøkonomisk lønnsomt å konsentrere kraftproduksjon i anlegg

med lavere driftskostnader hvis netto miljøgevinst for nedbørfeltene er vesentlig nok. Den "alternative metoden" vurdert i denne rapporten er også gjenstand for et "dobbeltskjønn" i forbindelse med vurderingen av hvilke avbøtende tiltak som skal være med videre i vurderingen. I Fastsettelse av miljømål Trinn 7, 10 og 11 (**tabell 2.2**) kan større kraftkrevende tiltak med økt vannføring lett ekskluderes basert på skjønnsmessig vurdering av "uforholdsmessighet". Miljømål vil derfor kunne bli fastsatt på et lavere nivå enn ellers. I vurderingen av tiltak under Forvaltningsplanen vil gjenstående avbøtende tiltak igjen tas opp til vurdering for "uforholdsmessige kostnader". Uten videre dokumentasjon av kostnadseffektivitet ved tiltak eller nytten av tiltak er ekspertskjønn dermed svært utsatt for at bare eksisterende eller lavkost tiltak blir foreslått.

2.5.2 Prinsippmodell for vurdering av "uforholdsmessige" eller "vesentlige" kostnader ved miljømålfastsettelse

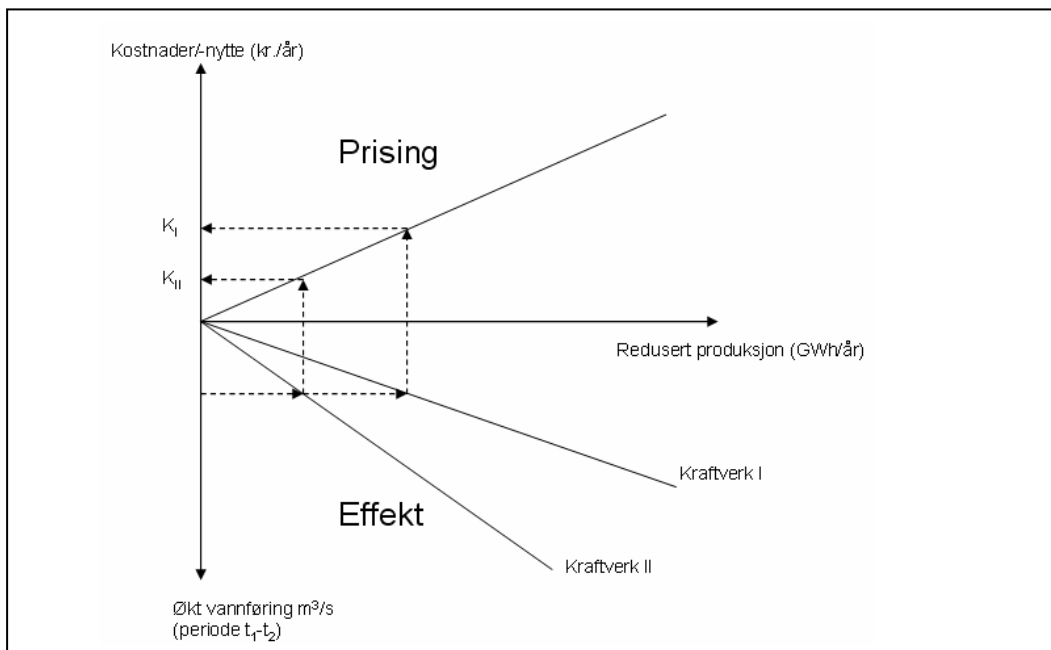
Kostnader ved å øke vannføringen i elver eller kote-nivået i innsjøer i kritiske perioder for kvalitetselementer som fisk bør i prinsippet ikke vurderes enkeltvis for hvert kraftverk. Uten en sammenligning av kostnader ved tapt kraftproduksjon, med alternative produksjonsanlegg i samme eller nærliggende nedbørfelt vil man ikke kunne dokumentere hva som har ligget i begrepet "uforholdsmessig ulempe/kostnad". Ser man samlet på et større nedbørfelt med mange kraftverk vil en slik vurdering av tiltakskostnader for kraftverk enkeltvis føre til generelt lavere miljømål, og en for liten utnyttelse av forskjeller i effekt mellom kraftverk og nedbørfelt (Skarbøvik *et al.* 2006).

Figur 2.3 er en forenklet tenkt eksempel på forskjeller i effekt mellom to kraftstasjoner i to ulike nedbørfelt (I og II). Her antar vi at kraftverkene står overfor de samme prisene og at økt vannføring har samme nytte for andre vannbrukere i de to nedbørfeltene (vi kommer tilbake til den siste antagelsen nedenfor). Kraftverk I er mer effektivt enn kraftverk II, og har en større kostnad ved tap av sammenlignbar vannføring. I samfunnsøkonomisk analyse av energiprosjekter utført av NVE tas det hensyn til eventuelle erstatnings- eller substitusjonseffekter mellom ulike kraftstasjoner og energikilder gjennom Samkjøringsmodellen/Samlast. Samkjøringsmodellen brukes bare til vurdering av nytten ved nye prosjekter over 1 TWh. For prosjekter under 1 TWh kan alternativ kraftproduksjon også vurderes med Vansimtap, men modellen må settes opp eksplisitt for å vurdere mulige alternative nye prosjekter.

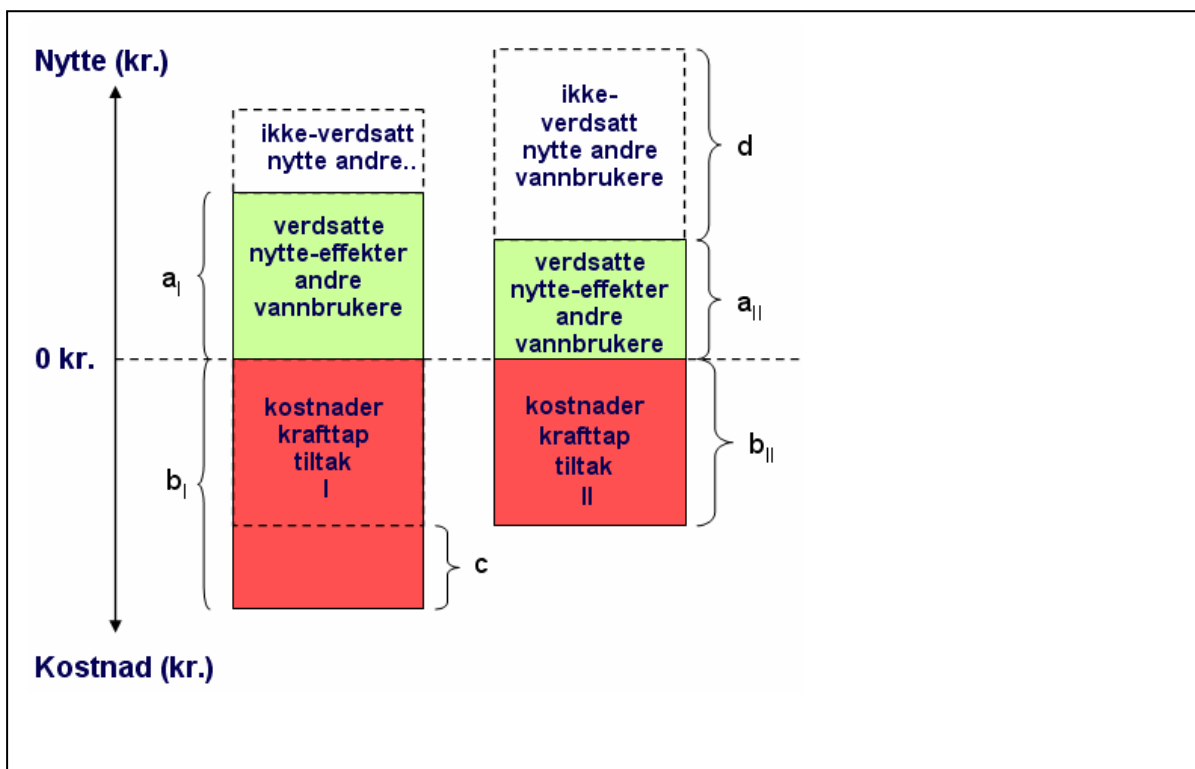
Hvis vannføring kan omfordes fra kraftverk II til kraftverk I (**figur 2.3**) vil det være en gevinst som tilsvarer forskjellen mellom kostnadene $K_{II} - K_I$. Dersom vi vurderer kraftverk og nedbørfelt II isolert (for eksempel bare Aura og Osbu kraftverk) vil kostnaden K_{II} kunne virke uforholdsmessig. Slike produksjonsgevinster mellom kraftverk er ofte allerede hentet ut i praksis. En vanligere situasjon er når det er mulig å omfordele vann fra kraftverk I (effektivt) til kraftverk II (for eksempel mindre effektivt elvekraftverk) for å oppnå et miljømål i nedbørfelt II. Kostnaden ved tapt kraft isolert er K_I , men hvis vi tar hensyn til kraftverk II er nettokostnaden lik $K_I - K_{II}$. I stedet for en situasjon der kostnadene er uforholdsmessige isolert sett, kan nettokostnadene, etter at alternativt kompensere produksjon er tatt med i beregningen, skjønnsmessig vurderes som "ikke uforholdsmessige". Dersom nytteeffekter / miljøgevinster av økt vannføring i nedbørfelt II kan verdsettes økonomisk vil nettokostnadene ved det avbøtende tiltaket kunne falle ytterligere.

I enkelte tilfelle kan avbøtende tiltak som medfører krafttap gi en nytteeffekt som kan tallfestes. Selv om dette ikke er tilfellet vil man måtte vurdere om de ikke-prissatte miljøgevinstene ved å nå godt økologisk potensial eller status overstiger nettokostnad av krafttapet. Dette er illustrert i **figur 2.4**. For en gitt endring i vannføring vil krafttapet i kraftverk I være størst da det er det mest effektivt. Isolert sett virker kostnadene ved krafttap uforholdsmessige (b_I). Gitt at noe av vannet kan overføres fra nedbørfelt I til II (eller at det er ledig kapasitet og utnyttet vannføring i kraftverk II) er nettokostnadene nå $b_I - b_{II}$ (=c) og mindre uforholdsmessige enn før. Dersom noen nytteeffekter for andre vannbrukere kan verdsettes (for eksempel fritidsfiske) vil netto kostnader for tiltak I isolert være $b_I - a_I$ (=c), altså mindre uforholdsmessige. Ikke-verdsatt nytte til andre vannbrukere (for eksempel økologisk status uavhengig av vannbruk) kan være så stor at tiltakskostnadene ikke lenger er (uforholdsmessig) store. Muligens vil vannforekomsten ikke få SMVF status. I noen prosjekter (II) kan ikke-verdsatt nytte være slik at det kraftkrevende tiltaket har positiv netto samfunnsgevinst ($0 < (d + a_{II}) - b_{II}$). Ekspertskjønn kreves fortsatt, men en vurdering av alternative produksjonsmuligheter og en verdsetting av nytten av tiltak - der det er mulig - reduserer betyd-

ningen av ekspertskjønn. Det gjør det også mer sannsynlig at vannforekomsten får miljømål som er høyere enn i dag.



Figur 2.3. Forskjeller i effekt mellom kraftverk og uforholdsmessige kostnader. Forklaring gis i teksten.



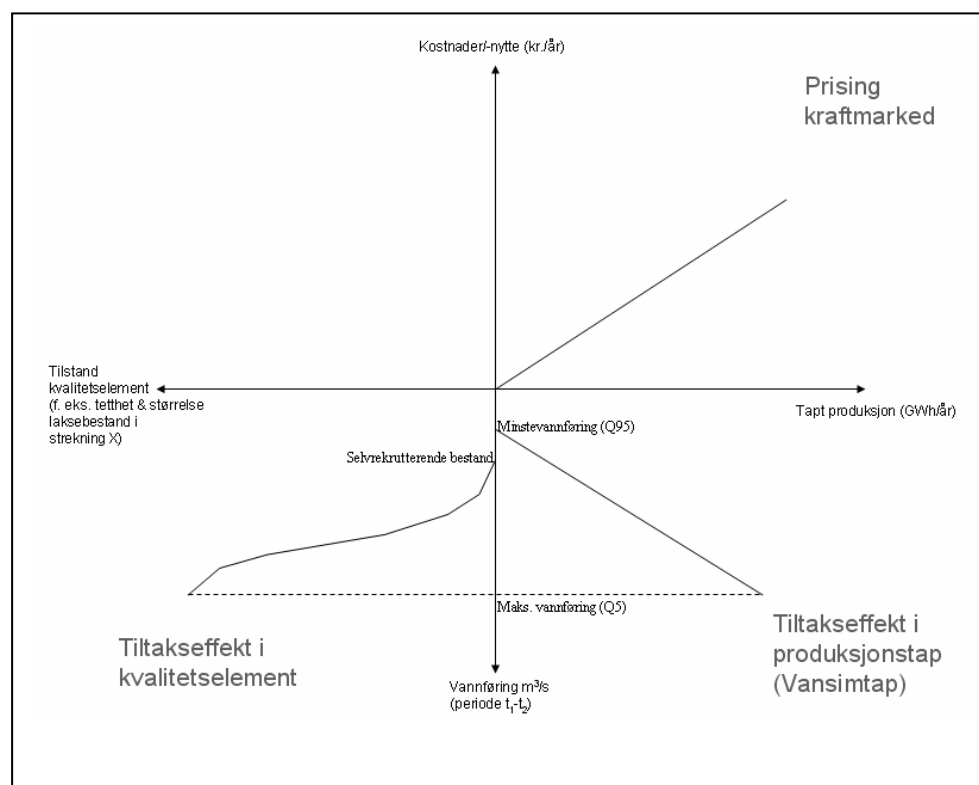
Figur 2.4. Ikke-prissatte konsekvenser og uforholdsmessige kostnader. Forklaring gis i teksten.

2.5.3 Betydningen av overordnet nytte-kostnadsanalyse av tiltaksscenarioer

NVE anbefaler at "vannregionalutvalget og referansegruppen bør delta i vurderingen av hva som er vesentlig basert på konsekvenser av ulike scenarier. I vurderingen av hva som er vesentlig er det viktig å ha en oversikt over hvilke avbøtende tiltak man dermed vil ekskludere som grunnlag for miljømålfastsettelsen" (Veileder for arbeidet med miljøtiltak). Disse vurderingene må dokumenteres skikkelig for å unngå at begrepene "vesentlig" og "uforholdsmessig" praktiseres svært forskjellig mellom vannregioner, at bestemmelsen av miljømål ikke blir konsekvent og ofte mindre samfunnsøkonomisk lønnsomme enn nødvendig. Vi argumenterer i dette avsnittet for betydningen av å dokumentere effekt og kostnad av også "ekstreme" eller maksimums-scenarier for kraftkrevende tiltak.

Videre anbefaler CIS-veilederen "sammenlign fordeler med dagens bruk av vannforekomsten med alternativer" i forbindelse med vurdering av alternative måter å nå miljømålet på (trinn 8, **tabell 2.2**). Dette omfatter også alternativ kraftproduksjon, for eksempel ved opprusting av eldre anlegg, nye installasjoner, prosjekter i andre nedbørfelt, andre energikilder, eller kraftimport. CIS-veilederen sier videre at det "ikke er tilstrekkelig å demonstrere at kostnader overstiger nytte. Det må vises at kostnader er uforholdsmessig større enn nytten" (oversatt fra s. 46). Bevisbyrden ligger med andre ord på en dokumentasjon av både kostnader og nytte, både ikke-prissatte og prissatte effekter for miljøet og andre vannbrukere. I dette avsnittet viser vi hvor forskjellig miljømål kan fastsettes avhengig av hvor mye informasjon om kostnader og nytte som tas med i vurdering av "uforholdsmessighet".

Miljømålfastsettelse i denne rapporten er nært knyttet til tolkning av begrepet "vesentlig ulempe for vannbruk" og "uforholdsmessige tiltakskostnader" (som vi har argumentert er overlappende begreper i tilfelle vannkraft og reguleringstiltak). Et metoderammeverk bør derfor integrere vurderinger om kraftprising, produksjonstap, tiltakseffekt på kvalitetselementer i Vanddirektivet, og økonomisk verdsettning av kvalitetselementer. Dette er forsøkt i **figur 2.5** som viser et metoderammeverk for illustrasjon av type-scenarier i fastsettelse av miljømål.



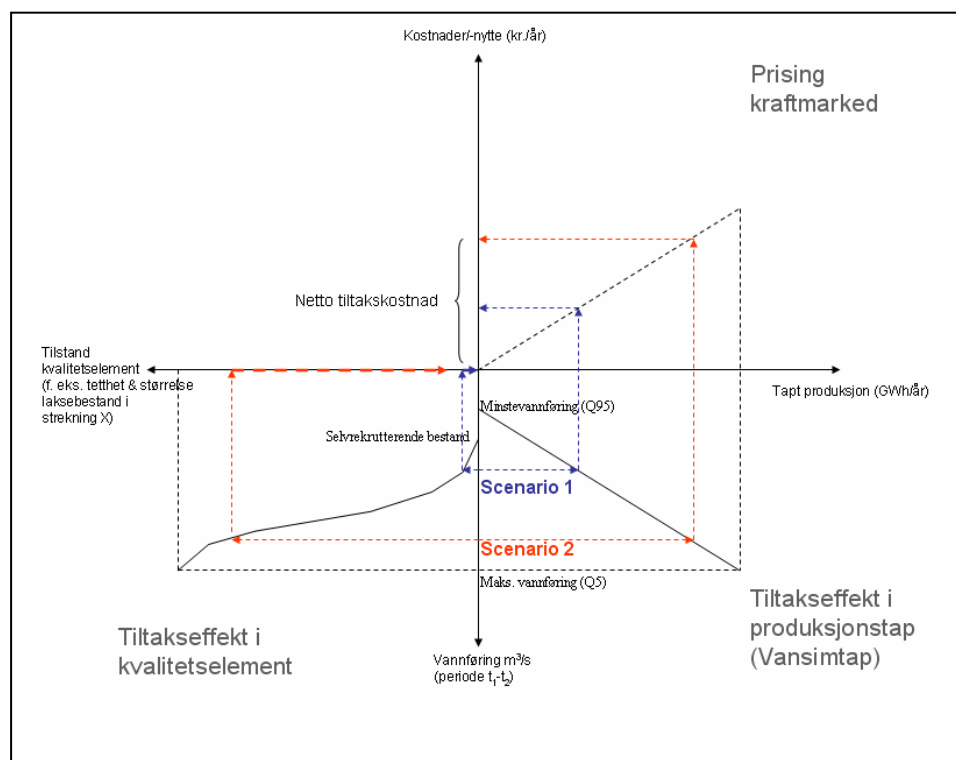
Figur 2.5. Illustrasjon av type-scenarier i bestemmelse av miljømål. Forklaring gis i teksten.

Nederst til høyre i **figur 2.5** viser en tenkt sammenheng mellom vannføring (m^3/s) for en bestemt periode (t_1-t_2) som er kritisk for kvalitetselementet som er til vurdering (for eksempel smoltvandingsperioden for laks). Vansimtap-modellen brukes av NVE til å beregne samlet krafttap ved ulike vannførings- eller regulerings-scenarier i forhold til dagens system. I en forenklet metode og for enkelt-kraftverk kan dette også gjøres for hånd (Skarbøvik et al. 2006). I dette eksemplet avgrenses scenarie-analysen til å se på krafttapet mellom minstevannføring og maksimal vannføring. Det antas i **figur 2.5** at dagens system produserer med minstevannføring i den kritiske perioden (det vil si at det ikke er noe krafttap ved minstevannføring i forhold til dagens system).

Nederst til venstre i **figur 2.5** illustreres en mulig sammenheng mellom vannføring og tilstanden til kvalitetselement(ene) som er til vurdering for fastsettelse av miljømålet. I eksemplet kan vi tenke oss en tilstandsindeks som måler bestanden og individstørrelsen for laks i en bestemt kritisk strekning X. Vi antar at en vannføring noe over minstevannføring kreves for perioden (t_1-t_2) for at bestanden skal være selvrekutterende/bærekraftig. Vi antar videre at biologer kan angi effekten av ulike vannførings-scenarier på tilstanden til laksen (vist som en sigmoidal kurve i eksemplet).

Øverst til høyre i **figur 2.5** representerer den rette linjen antagelsen om at nytteverdien av kraftproduksjonen øker jevnt med økende produksjon (dvs. stabil pris i kr/GWh). Dette brukes i samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsanalyser av kraftprosjekter. I samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsanalyser for mindre prosjekter (under 1 TWh) er den årlige nytteverdien av produsert kraft beregnet med en formel som tar hensyn til relativ produksjon per uke, spotpris per uke, elavgift, nett-tap, merverdiavgift (mva) og antall brukere som betaler mva (Jensen et al. 2003). Fellet øverst til venstre i **figur 2.5** gir en mulighet for å vurdere sammenhengen mellom tilstand for kvalitetselementet (i dette tilfelle laksebestanden) og verdien av denne tilstanden for andre vannbrukere (for eksempel fritids- og sportsfiske). I første omgang er det ikke lagt inn noen informasjon i dette feltet for å vise hvordan manglende dokumentasjon kan påvirke miljømålfastsettelsen.

Sammenhengene i **figur 2.5** er rent hypotetiske – både helningsgrad, nivå og form på kurvene vil være stedsavhengige. Dette rammeverket tjener likevel til å illustrere ulike scenarier som kan forekomme i konkrete nedbørfelt.

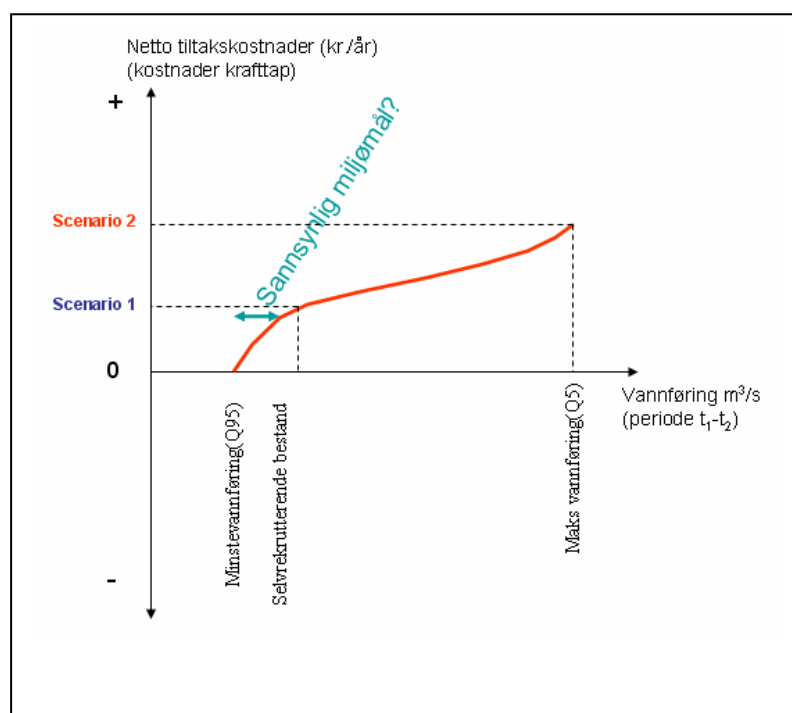


Figur 2.6. Scenarie-analyse av kostnad og effekt av kraftkrevende tiltak for å nå miljømål. Forklaring gis i teksten.

Figur 2.6 viser en tenkt vurdering av to vannførings-scenarier (scenario 1 og 2) som avviker fra dagens system og vil medføre et krafttap. Scenario 2 avviker mer enn scenario 1 fra dagens vannføring og er dermed et mer kraftkrevende tiltak. Totalkostnaden av tiltaket i scenario 2 er dermed også større enn for scenario 1. På den andre siden er den positive effekten på laksebestanden også større i scenario 2 enn i scenario 1. I begge tilfelle vurderes bare tiltakskostnader, uten informasjon om nytte for annen bruk av vannet. Basert på ekspert-vurdering av "vesentlighet" av kostnader kan en tenke seg at et sannsynlig miljømål vil bli som antydnet i **figur 2.7**, sett i forhold til effekt og kostnader knyttet til det kraftkrevende tiltaket.

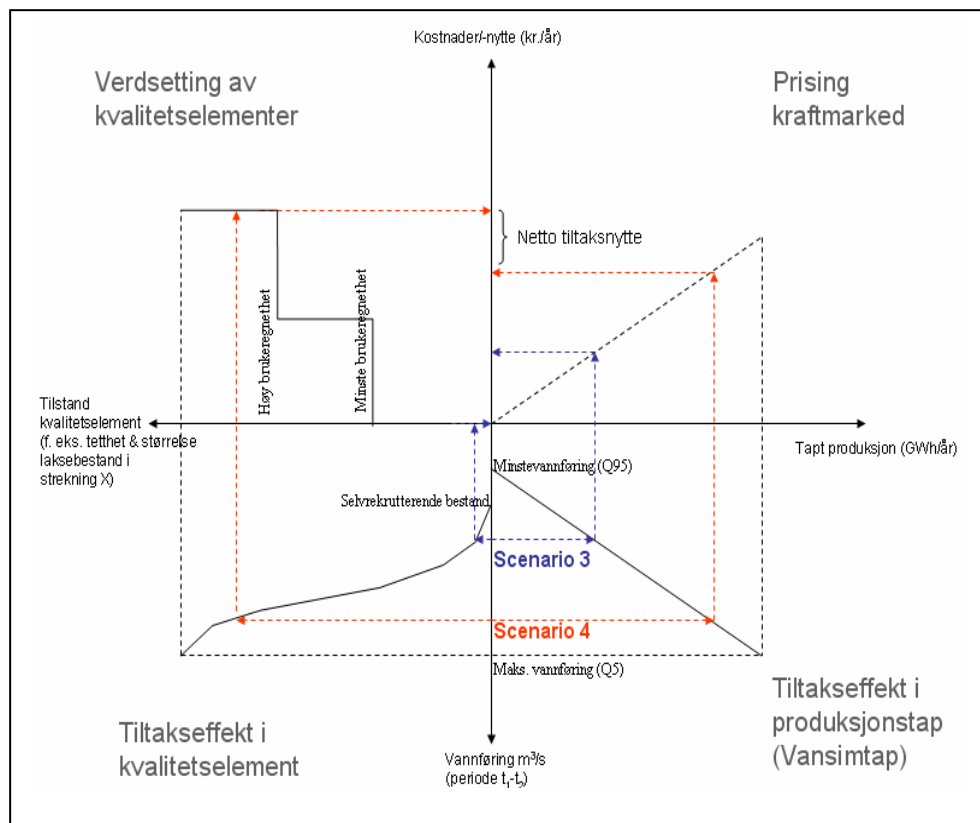
Kurven i **figur 2.7** reflekterer den tenkte utviklingen i netto tiltakskostnader ved økende vannføring (dvs. tapt kraftproduksjon) inkludert scenarie 1 og 2 vist i **figur 2.6**. Dersom bare scenario 1 blir kostnadsberegnet vil man bare ha ett referansepunkt. Kostnadene i scenario 1 er vesentlig større enn null, men et visst krafttap må påregnes for i det hele tatt å ha en bærekraftig laksestamme i elvestrekningen. Miljømålet for vannføring vil sannsynligvis settes ved nivået som er nødvendig for en selvrekruiterende bestand, eller noe lavere dersom andre fysiske tiltak eller fiskeutsetting er mer kostnadseffektivt i forhold til krafttappet. I dette tenkte eksemplet er scenario 2 "uforholdsmessig" dyrt i forhold til scenario 1. Selv mindre "ekstreme" scenarier vil være dyrere enn scenario 1 og ofte utelukkes uten videre analyse.

Begrensningen ved denne analysen er at annen vannbruk ikke er tatt med i vurderingen, og det er ikke foretatt noen overordnet sammenligning av kostnad og nytte.



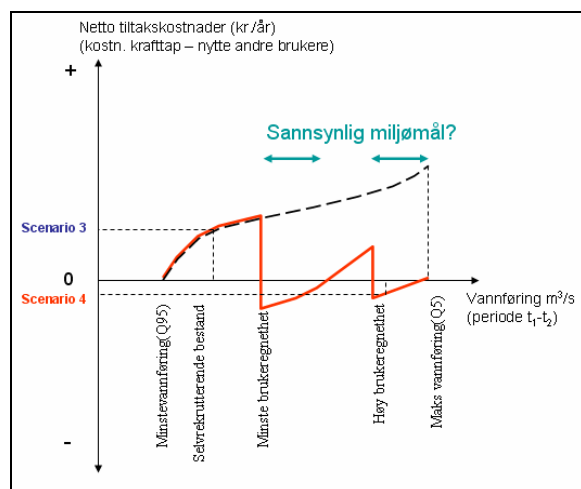
Figur 2.7. Miljømål basert på kostnader og effekt av kraftkrevende tiltak. Forklaring gis i teksten.

I **figur 2.8** er det innført informasjon om verdien av laksebestand for andre vannbrukere (for eksempel fritids- og sportsfiske). Det er tenkt at resultater fra verdsettelsesundersøkelser er tilgjengelige som angir verdien av en lakseførende strekning over et visst nivå der elven blir attraktiv for fiskere ("minstet brukeregnethet") og en verdi for elven ved stor laksebestand med store individer ("høy brukeregnethet", for eksempel som i nasjonale laksevassdrag). Nyten av å oppnå høy brukeregnethet er illustrert i samme størrelsesorden som verdien av mulig kraftproduksjon i vassdraget for å få frem en situasjon der potensielle andre vannbrukere er relativt viktige.

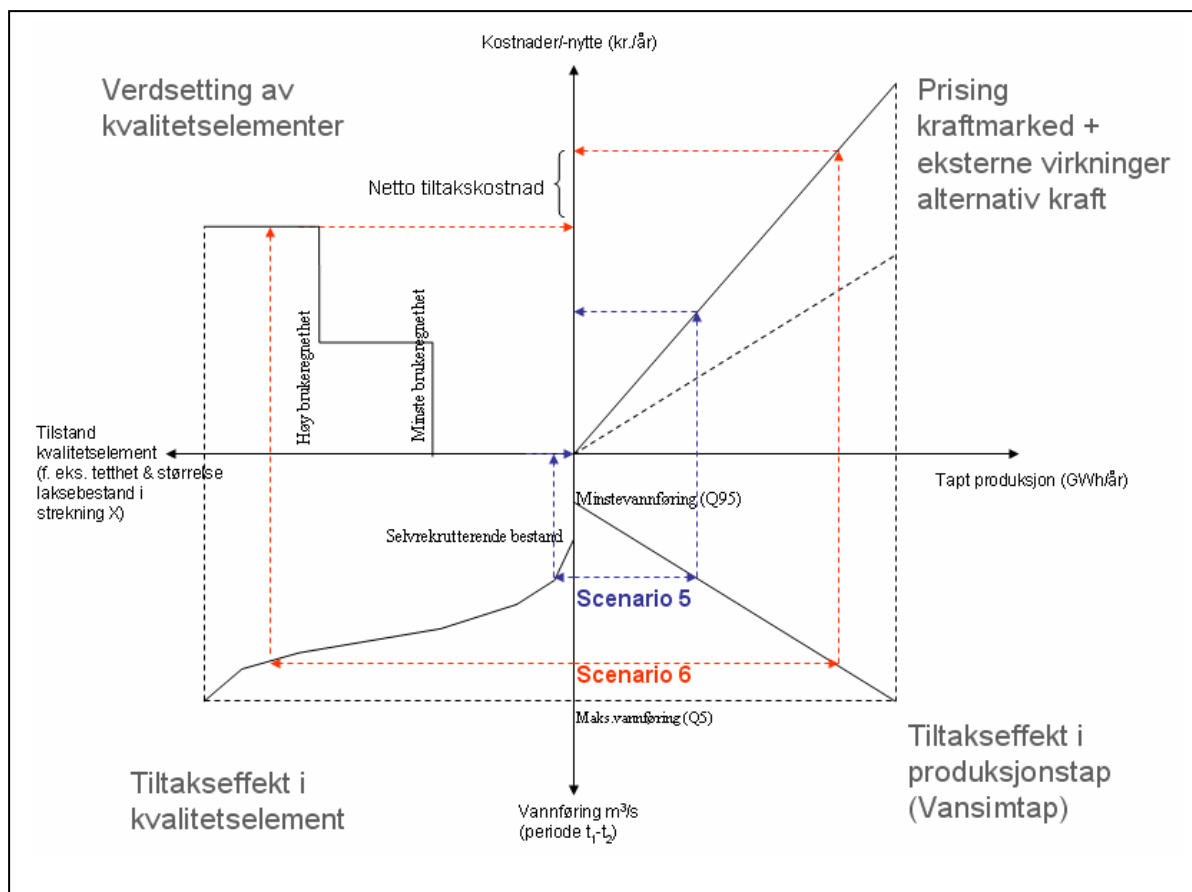


Figur 2.8. Scenarie-analyse av kostnad og nytte for andre vannbrukere av kraftkrevende tiltak for å nå miljømål. Forklaring gis i teksten.

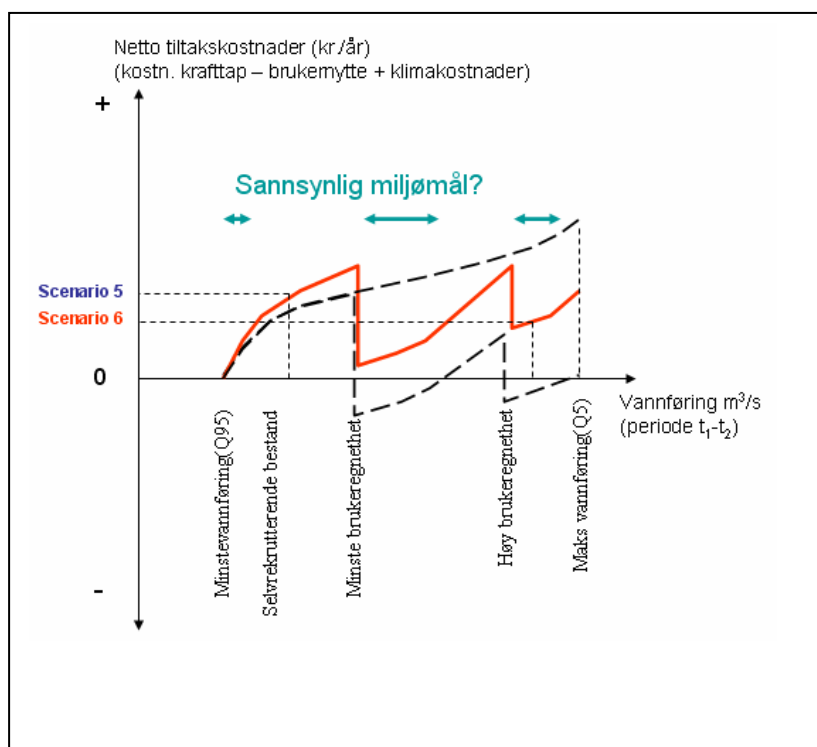
Figur 2.9 illustrerer hvordan netto tiltakskostnad for kraftkrevende tiltak (kostnad av krafttap minus nytte til andre brukere) kan utvikle seg i en tenkt situasjon med økende vannføring. For enkelte scenarier med høy vannføring, inkludert scenarie 4, er netto tiltakskostnader negative. Dette betyr at tiltaket er lønnsomt i betydningen at verdien av vassdraget for annen bruk er større enn verditapet for kraftproduksjon. Hvis vi har slik informasjon vil miljømålet sannsynligvis bli satt relativt høyt, avhengig av hvor stor forskjell det er mellom betalingsvillighet i befolkningen for å få tilbake en lakseførende fiskbar strekning (blant mange?), versus én av sjelden høy kvalitet.



Figur 2.9 Miljømål basert på kostnader av kraftkrevende tiltak og nytte for andre vannbrukere. Forklaring gis i teksten.



Figur 2.10. Scenarie-analyse av kostnad og nytte for andre vannbrukere av kraftkrevende tiltak for å nå miljømål. Forklaring gis i teksten.



Figur 2.11 Miljømål basert på kostnader av kraftkrevende tiltak, nytte for andre vannbrukere og andre miljøkostnader (klima). Forklaring gis i teksten.

I **figur 2.10** tar vi høyde for at krafttapet ikke kan erstattes av annen vannkraft, enten gjennom nye prosjekter eller ledig kapasitet. Konsekvensen blir at deler av erstatningskraften må genereres med gasskraft eller importeres og er forbundet med klimagassutslipp. I øverste høyre del av figuren er det lagt til en pris på klimagass utslipp per GWh under antagelsen om at hver tapt GWh vannkraft må erstattes av produksjon som gir en konstant mengde klimagassutslipp til en konstant pris. Scenarie 5 og 6 tilsvarer scenarie 1 og 2 i **figur 2.6**, men med tillegg for CO₂-kostnadene. Anslag for CO₂ kostnader per tonn varierer om man legger til beregninger av globale skadekostnader, hva det vil koste Norge å rense CO₂ fra gasskraft, eller hva det vil koste å kompensere for ekstrautslipp ved kjøp av klimakvoter (Jensen 2003). Begge tilnæringsmåter er anvendt i samfunnsøkonomiske nyttekostnadsanalyser, men i de fleste tilfelle gjøres analysen i forhold til lønnsomhet for det norske samfunnet. Videre må det gjøres antagelser om hvilken sammensetning av energibærere importert kraft er basert på og et anslag på CO₂/GWh for denne kraften.

I **figur 2.11** belyser vi hvilken effekt det har på miljømålsettingen at vi tar hensyn til CO₂-kostnader ved erstatning av tapt kraft. Den samfunnsøkonomiske kostnaden av krafttap blir høyere og fører i eksemplet til netto tiltakskostnader i begge scenariene (5 og 6). Det er likevel ikke uten videre klart at netto kostnader ved det kraftkrevende tiltaket er "uforholdsmessige". CIS-veilederen stiller krav til at disse nettokostnadene er "uforholdsmessige" og ikke bare større enn null, antagelig fordi Vanddirektivets mål er å bedre økologisk status i vannforekomster også uavhengig av dokumenterbar brukerverdi. Vi antar så langt i eksemplet at vi har verdsatt i penger de miljøeffekter som er mulig med sekundærdata. I eksemplet i **figur 2.10-2.11** er nettotiltakskostnader like for tre ulike vannføringsnivåer. Hvilket ambisjonsnivå som skal velges blir et spørsmål om hvor viktig økologisk status er i seg selv (etter å ha tatt høyde for bruksverdier inkludert krafttap). Hvor miljømålet settes er nå en politisk beslutning, men den bør være basert på så mye dokumentasjon og så lite ekspertsjønnsom som mulig.

Det blir selvfølgelig et spørsmål om ressursbehov for å kvantifisere kostnad ved kompenserende vannkraftprosjekter (høy), el-import (lav), nytte til andre vannbrukere (lav-høy avhengig av tilgjengelige studier) og andre miljøvirkninger som CO₂-pris (lav). Dette må vurderes gjennom et eksempel, men det er trolig ressursbehov på lik linje med å vurdere fysiske og biologiske tiltakseffekter på de ulike kvalitetselementene i Vanddirektivet.

I praksis kan det også være fornuftig å skille mellom to typer tiltak:

1. Tiltak som fører til tapt kraftproduksjon og dermed inntektstap. Her vil også klimagasskostnadene komme til.
2. Tiltak som krever investeringer og driftskostnader, men ikke tapt kraftproduksjon.

I de fleste tilfelle vil det trolig være lettere å pålegge tiltak av type 2 enn av type 1.

2.5.4 Verdsetting av annen vannbruk – eksempel for fritidsfiske

I mange vassdrag vil fritids- og sportsfiske utgjøre den viktigste vannbrukerinteressen i tillegg til vannkraftproduksjon. Her gjennomgår vi utvalg av tilgjengelige av verdsettingsdata for fritids- og sportsfiske. En rekke kilder kan brukes for å beregne miljøkostnader ved vannkraft (Jensen et al. 2003). Det går et viktig skille mellom verdsettingsstudier som beregner betalingsvillighet for å unngå samlede konsekvenser av vannkraft (Navrud 2001a) og studier av betalingsvillighet for rehabilitering av vannforekomster (Mørkved & Krokan 2000, Toivonen et al. 2000, Navrud 2001b).

Mørkved & Krokan (2000) beskriver en rekke samfunnsøkonomiske verdier ved fiskebestander, spesielt laks:

- A. Bruksverdi
 - a. Konsumerende bruk
 - i. Verdi av fritidsfiske i elv
 - ii. Verdi av fritidsfiske i sjø
 - iii. Verdi av næringsfiske i elv
 - iv. Verdi av næringsfiske i sjø

- b. Ikke-konsumerende bruk
 - i. Verdi av opplevelse av laks i naturen, for eksempel foss, trapp eller stryk
- B. Opsjonsverdi
 - i. Verdi av fremtidig mulighet for bruk av laksen, selv om man i dag ikke bruker den
- C. Eksistensverdi
 - i. Verdi av laksen selv om man aldri planlegger å bruke den

I dette avsnitte går vi gjennom betalingsvillighetsstudier som har fokusert på bruksverdi av vassdrag for fiske, med fokus på studier av laks- og ørretførende elver. Målsettingen er å komme fram til størrelsesordenen på mulig bruksverdi av en viktig vannbruksområde utenom vannkraft, og sammenligne disse verdiene med verdien av krafttap og andre eksterne virkninger.

Betalingsvillighet for å unngå konsekvenser av vannkraft (naturvern, friluftsliv, fiske, kulturminner, vilt): Navrud (2001b) gjennomførte en betinget verdsettings-studie ("contingence valuation") for å finne betalingsvilligheten blant innbyggere i Sauda og i Rogaland og Hordaland for å unngå konsekvensene på naturvern, kulturminnevern og rekreasjon (friluftsliv, jakt og fiske) av den planlagte Sauda utbyggingen (til sammen 600 intervjuer gjennomført våren 1993, **tabell 2.3**). Video, kart, konsekvenstabeller og billedserier ble brukt for å illustrere ulike konsekvenser ved utbygging. I denne studien er det stor variasjon i betalingsvillighet per kWh for enkelte delfelt, delvis grunnet stor variasjon i produsert kraft per delfelt. Verdien av fisket er ikke mulig å skille fra andre bruksverdier av vannforekomstene. Navrud (2001a) viser bl.a. til betydningen av vannføring i fosser og stryk som estetisk verdi av landskapet som bidrar til høye verdier i Maldas- og Sagelva. Videre gjelder estimatene betalingsvillighet for å unngå utbygginger og er som sådan vanskeligere å overføre til situasjoner der nytten av restaureringstiltak vurderes. Betalingsvillighet for å unngå en forringelse av naturverdier ventes ikke å være lik betalingsvilje for å oppnå forbedringer. Navrud fant at rekreasjonsverdien for ørret er lavere enn for laks, og at betalingsvilligheten er høyere i vassdrag som ikke er regulert.

Tabell 2.3. Miljøkostnader av planlagt vannkraftutbygging i Sauda (Navrud 2001a).

Delfelt	Miljøkostnader (øre/KWh) 2006-kroner	Årsmiddelproduksjon (GWh)
Basisområdet	0,78	674
Maldals- og Sagelva	18,39	32
Øvre Åbøfelter og Sandvatn	2,12	120
Nedre Åbøfelter	6,25	61
Dalselv / Vaulaelv	4,50	206
Hamrabø / Gjuvsåni	2,99	86
Lingvang / Tengesdal	2,63	129
Sauda-utbyggingen totalt	2,51	1308

Betalingsvillighet for rekreasjon pr. fiskedøgn i norske laksevasdrag: På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) samlet Mørkved & Krokan (2000) betalingsvillighetsresultater i lakseelver fra 80- og 90-tallet (**tabell 2.4**). Dette er betalingsvillighetsstudier for ekstra fiskedager i forbindelse med verne- og rehabiliteringstiltak for å forbedre elvene (for eksempel ved kalking og fiskeutsetting). På grunn av sin geografiske nærhet i Sør-Trøndelag og lignende fangststatistikk kan Stordalselva være en mulig referanse for en overføring av estimater til en restaurering i Aura.

Tabell 2.4. *Betalingsvillighet for fiskedøgn i lakseelver Mørkved & Krokan (2000).*

Studie		Betalingsvillighet Kr/fiskedøgn (2006-kroner)
Gaula, Sør-Trøndelag	Singsaas (1991)	380
Gaula-deler, Sør-Trøndelag	Rolfesen (1991)	634
Stordalselva, Sør-Trøndelag	Ulleberg (1988)	374
Vikedalselva, Rogaland	Navrud (1988)	219
Audna, Vest-Agder	Navrud (1990)	252
Drammenseelva, Buskerud	Aae (1995)	151

Betalingsvillighet for rekreasjon pr. fiskedøgn i norske innlandsørret-vassdrag: Navrud (2001a) oppsummerte tendenser i verdsettningsestimater for rekreasjonsfiske i innlandet i Norge. I **tabell 2.5** er et utdrag bare for innlandsørret.

Tabell 2.5. *Betalingsvillighet for fiskedøgn i restaurerte innlandsørret-elver (Navrud 2001a).*

Vannforekomst	Forfatter	Metode	Rekreasjonsverdi per fiskedøgn (2006-kroner)
Hallingdalselva	Navrud (1984)	Reisekostnads-metoden	218
Tinnelv	Scancke (1984)	Reisekostnads-metoden	218
Lauvann	Navrud (1993)	Reisekostnads-metoden og betinget verdsetting	152-193 97-132
Gjerstadskogsjøene	Navrud (1993)	Reisekostnads-metoden og betinget verdsetting	109-122 56-83

Utover verdiene i tabellen fant en nasjonal studie (Navrud 1997, 2000, referert i Navrud 2001a) betalingsvilje per husstand på 453-871 kr/år (2006-kroner) for fiskeforbedringer som følge av kal-kingstiltak i Sør-Norge (tilsvarende Second Sulphur Protocol). Et problem som oppstår ved betalingsvillighets-estimerer på husstands nivå og for nasjonale tiltak er at det er vanskelig å vite hvordan betalingsvilje fordeler seg på individuelle vannforekomster, og hvor mange husstander rundt en vannforekomst betalingsvillighetsestimatene gjelder for ("det økonomiske konsekvensområdet").

Betalingsvillighet for restaurering av innsjøer og elver: Toivonen et al. (2000) gjorde en nordisk betalingsvillighetsstudie med 2180 husstander i Norge der man ble spurt om årlig betalingsvillighet for eksklusiv tilgang til en nyåpnet lakse- og ørret elv/bekk, høyfjells innsjø og lavlands-innsjø i sitt nærområde. Gjennomsnittlig antall fiskedager for befolkningen som helhet i elver var på 1,1-1,5 fiskedager i året (95 % konfidensnivå; 20 % av utvalget fisket i elver). Undersøkelsen var representativ og gjør det mulig å hente ut data for Møre og Romsdal. **Tabell 2.6** viser betalingsvillighet for å få ett års tilgang til en ny lakse- og ørret-bekk eller elv hos ulike type fiskere for hele landet og Møre og Romsdal.

Tallene gjelder per husstand, men fordi betalingsvillighet gjelder tilgang til nye lokale lakseelver, og fordi vi kan identifisere betalingsvillighet for segmentet i Møre og Romsdal, kan vi beregne total betalingsvillighet i fylket for en ny lakseelv i dette fylket (ved å gange gjennomsnittlig betalingsvillighet for hele utvalget i fylket med 101 000 som er antall husstader i fylket). Forskjellen fra tidligere estimater er at betalingsvillighet i denne studien også inkluderer opsjons- og ikke-bruksverdier for husstader i fylket (men ingen verdi fra husstader som bor utenfor fylket).

I studier av betalingsvillighet per fiskedøgn vil betalingsvillighetsestimatet bli delt på antall fiskedøgn estimert ved for eksempel antall solgte fiskekort, der fiskere også kommer fra utenfor fylket.

Tabell 2.6. *Betalingsvillighet for 1-års tilgang til nye bekker/elv for fiske av laks og ørret i Norge. Gjennomsnitt og 95 % konfidensintervall for alle fylker og for Møre og Romsdal. N=2160 (alle fylker, 950 ikke-svar gitt betalingsvillighet=0), N=116 (Møre og Romsdal, 55 ikke-svar gitt betalingsvillighet=0). (Toivonen et al. 2000).*

Fisker	Snitt alle fylker		Møre og Romsdal	
	Gj.snitt	95 % CI	Gj.snitt	95 % CI
Ikke fisker	37	9-65	27	-26 - 79
Sportsfiske	1513	1227 - 1798	834	249 - 1418
Næringsfiske	703	360 - 1046	ikke tilstrekkelige observasjoner	
Generalist	874	709 - 1039	699	265 - 1132
Fritidsfiske/tilfeldig	710	620 - 799	519	177 - 860
Hele utvalget	547	489 - 605	416	246 - 585

3 Eksempelvassdrag

3.1 Oversikt over Aurautbyggingen og Takrenneoverføringen

Aurareguleringene, med konsesjoner gitt i 1953 (Aurautbyggingen) og 1959 (Takrenneoverføringen), har berørt Auravassdraget, Litledalsvassdraget og Raumavassdraget (**figur 3.1**). En detaljert beskrivelse av reguleringene er gitt av Marskar et al. (2004) og en oversikt over erfarte skader på fisk, samt tiltak og utredninger om fisk er oppsummert av Jensen & Johnsen (2005).

Lakseførende strekning i Auravassdraget (Aura og Eira) og Litledalsvassdraget (Litledalselva) har fått betydelig redusert vannføring. I Litledalsvassdraget påvirkes dessuten innsjøene Holbuvatn, Osbumagasinet (Osbusvatn, Langvatn, Sandvatn), og Torbusvatn i hovedvassdraget, samt Reinsvatn som ligger i et sidevassdrag til Litledalsvassdraget. Aursjømagasinet (Aursjøen, Grønningen, Gautsjøen), som opprinnelig drenerte til Auravassdraget, ble ved reguleringen overført til Osbumagasinet (tunnelen mellom vatna var ferdig i 1954/55). Ved Takrenneoverføringen ble dessuten elvene Leipåna, Breimega og Høvla og noen mindre bekker i Auravassdraget overført til Aursjømagasinet, og dermed tørrlagt nedenfor inntaksstedene.

Tillatelsen til Takrenneoverføringen inkluderte en overføring av øvre del av Bøvra i Raumavassdraget til Aursjøen. Denne overføringen ble gjennomført så sent som i 1999. Ettare Bøvervatn, som er endevatn i Bøvervassdraget, ble da overført til Aursjøen.

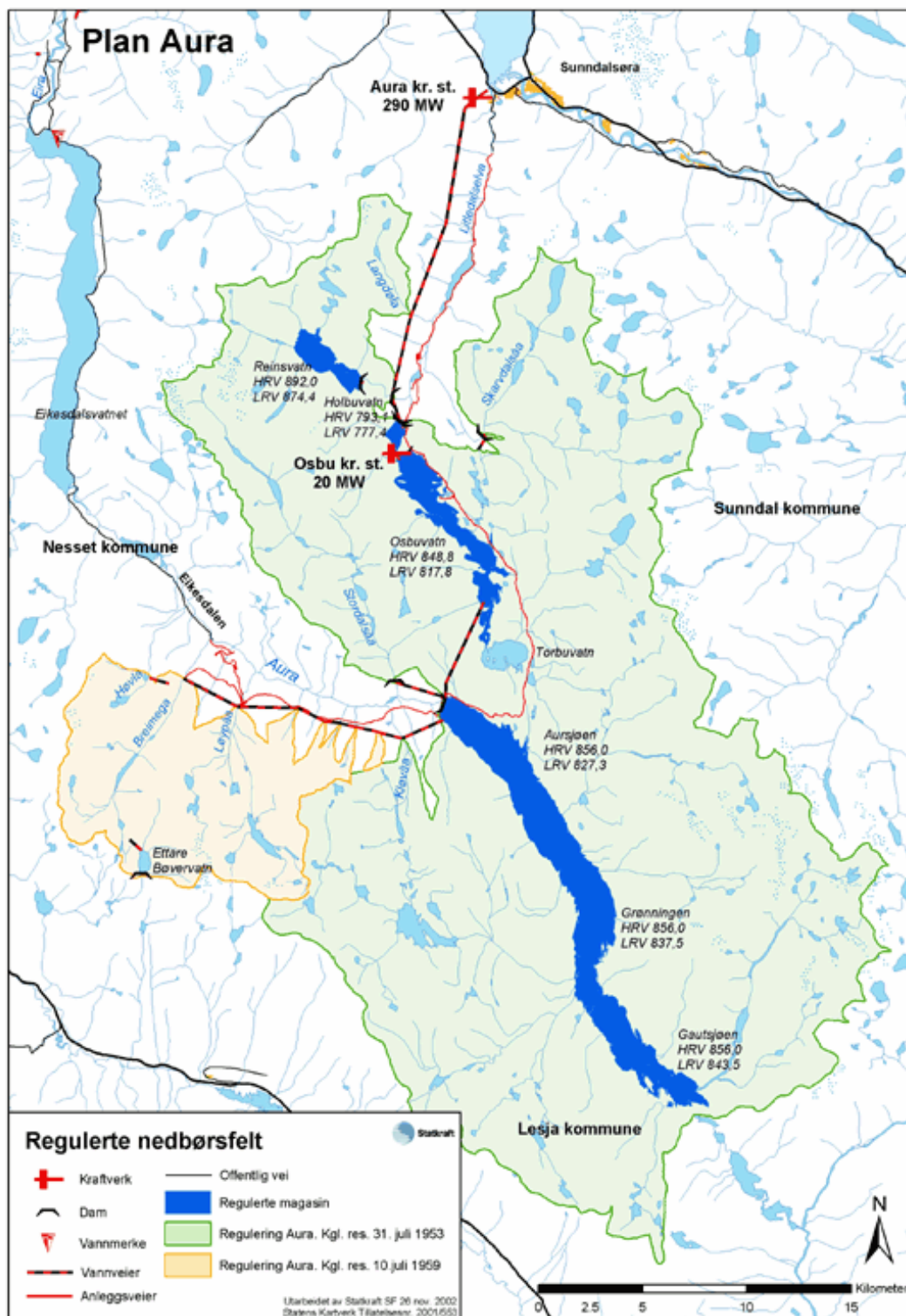
I tillegg til Aurautbyggingen og Takrenneoverføringen er Eira også påvirket av Gryttenutbyggingen, som ble ferdigstilt i februar 1975. Da ble Mardøla og Bruå overført til Raumavassdraget, og vannføringen i Eira ytterligere redusert. Langsiktige effekter av de tre reguleringene på laks og sjørret i Eira er vanskelig å skille fra hverandre.

3.2 Klassifisering og setting av miljømål for utvalgte vannforekomster

Nedenfor gis en skjematisk gjennomgang av prosessen fram mot eventuell klassifisering som sterkt modifisert vannforekomst og fastsettelse av miljømål for utvalgte vannforekomster i Litledalsvassdraget, Auravassdraget og Eresfjorden.

De vannforekomstene som blir vurdert er følgende:

- Aursjømagasinet
- Reinsvatnet
- Lakseførende del av Aura
- Eikesdalsvatnet
- Eira
- Lakseførende del av Litledalselva
- Eresfjorden og indre del av Langfjorden



Figur 3.1. Kart over Aurotbyggingen (grønt nedbørfelt) og Takrenneoverføringen (gult nedbørfelt).

3.2.1 Aursjømagasinet

Kort beskrivelse

Aursjømagasinet utgjøres av innsjøene Aursjøen (831 m.o.h.), Grønningen (837,5 m.o.h.) og Gautsjøen (851 m.o.h.). Ved oppdemming av Aursjøen flyter den sammen med Grønningen og Gautsjøen til et sammenhengende vann. Aursjøen er senket med en åpen kanal, mens Grønningen og Gautsjøen er senket med korte tunneler. Det er bygd en stor dam ved Aursjøen. Nedtapping av Aursjømagasinet starter vanligvis sent på høsten og når et minimumsnivå omkring mai-juni. Magasinet kjøres vanligvis så langt ned som mulig om våren for å redusere/unngå overløp med følgende vanntap om sommeren (Marskar et al. 2004). Overflatetemperaturen kommer sjelden over 11 °C i hovedbassenget og isen dekker magasinet fra oktober/november til mai/juni (Haugen & Rygg 1994).

Aursjøen reguleres mellom kotene 827,3 og 856 m.o.h. Grønningen reguleres mellom kotene 837,5 og 856 m.o.h. og Gautsjøen reguleres mellom kotene 843,5 og 856 m.o.h. (Marskar et al. 2004). Store vannstandsvariasjoner har ført til en stor og sterkt erodert reguleringszone langs strendene, som består av 90 % bart fjell og store steiner. Gautsjøen tappes bare ned under naturlig vannstand (851,0 m) i år med spesielle behov, for eksempel i forbindelse med nødvendig arbeid på dammen eller i ekstremt tørre år.

Ørret og harr er de eneste fiskeartene i magasinet. Ørreten ble trolig introdusert til Aursjøen av mennesker for mange hundre år siden, mens harren antakelig kom til Aursjøen rundt 1920.

Aursjøen, Grønningen og Gautsjøen samt elvene mellom dem var fra gammelt av landskjent for sitt gode ørretfiske. Det ble regnet med at vannene hadde en årlig potensiell avkastning på nærmere 4 000 kg ørret og at den virkelige avkastning for et par desennier siden lå meget nær dette kvantum. I gjennomsnitt for perioden 1985-1989 lå totalt uttak av fisk (ørret og harr) på om lag 1 600 kg (Jensen & Johnsen 2005). Det er således liten tvil om at reguleringen har ført til et betydelig tap når det gjelder ørretfiske.

En undersøkelse i 1978 viste at det var relativt bra med dyreplankton i magasinet, mens bunnfaunaen var artsfattig og typisk for regulerede vann (Jensen 1979). Individstørrelsen av planktondyrene var relativt stor, og det ble sett i sammenheng med at de to fiskeartene i magasinet (ørret og harr) i liten utstrekning beiter på plankton. Selv om bunnfaunaen i hovedmagasinet var artsfattig, så hadde Gautsjødelen en relativt stor produksjon av fjærmygg. Jensen (1979) antok at dette var basert på det plantematerialet som var lagret i neddemningssonen.

Som en følge av oppdemmingen forsvant mellom 70 og 80 % av det tilgjengelige gytearealet for ørreten. Det var særlig de større elvene og elvene mellom innsjøene som ble lagt under vann. Disse områdene utgjorde viktige gyte- og oppvekstområder for ørreten før oppdemminga. Harren, som gyter om våren, bruker fremdeles disse områdene til gyting (Haugen & Rygg 1992).

Klassifisering av Aursjømagasinet

I **tabell 3.1** er Aursjømagasinet klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at magasinet kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst. Mulige tiltak for å kunne oppnå god økologisk tilstand i vannforekomsten vil innebære fjerning av dammen eller en reduksjon av regulerings høyden til under ca. tre meter. Begge tiltak er åpenbart av svært negativ effekt for bruken av vannforekomsten, og derfor ikke aktuelle.

Mulige avbøtende tiltak

Følgende tiltak vurderes som gjennomførbare og danner grunnlag for å oppnå miljømålet (**tabell 3.1**):

- *Utsetting av fisk*
- *Habitatforbedrende tiltak i gytebekker*
- *Høyest mulig vannstand i ørretens gytetid*
- *Terskel som holder Gautsjøen over kote 853,0 (tre alternative manøvreringsregimer)*

Utsetting av fisk. For å kompensere for rekrutteringstapet ble det fra 1956 gitt pålegg om årlig utsetting av 30 000 ensomrige settefisk. Avtakende andeler av utsatt fisk i fangstene gjorde at man endret utsettingspraksis til 10 000 1-årige ørret i 1999 og til 2-årig ørret i en forsøksperiode fra 2005 til 2008. Gjenfangstene av utsatt fisk har vært lave (Rustadbakken 2003), og det er foreslått at en i stedet prøver å øke naturlig rekruttering ved habitatforbedrende tiltak i gytebekkene, slik som tidligere foreslått av Haugen & Rygg (1992). Dersom de foreslåtte habitatforbedrende tiltakene blir vellykket, blir utsettingene overflødige.

Habitatforbedrende tiltak i gytebekker. Haugen & Rygg (1992) og Haugen et al. (1999) utførte grundige registreringer av gytebekker rundt Aursjømagasinet for å kartlegge ørretens rekrutteringsforhold og for å vurdere mulige tiltak som vil øke den naturlige rekrutteringen. Totalt ble produksjonen av årsyngel av ørret i Aursjøbekkene estimert til om lag 21 500, mens forventet produksjon etter habitatforbedrende tiltak ble estimert til om lag 33 300. De tiltakene som ble foreslått var biotopjusteringer, fjerning av vandringshindre og utlegging av gytegrus.

Høyest mulig vannstand i ørretens gytetid. Ørreten går opp i sidebekkene for å gyte. Totalt finnes det rundt 50 bekker rundt magasinet. Dersom vannstanden er lav under gytingen (som vanligvis foregår i siste halvdel av september) og stiger etterpå, kan egg bli oversvømt etter gyting. Westly (2003) har påvist egg i flere av gytebekkene under HRV, og alle var døde. Ved lav vannstand under gytingen kan det også være problemer for ørreten å komme seg opp i gytebekkene. Begge disse forholdene gjør at vi vil få økt naturlig rekruttering av ørret dersom vannstanden i Aursjømagasinet er så høy som mulig under gytingen. Anon. (2007) oppgir at restriksjoner i Aursjømagasinet vil medføre lavere vannstander i Osbumagasinet i tørrår og ugunstig drift av Osbu kraftverk. Dessuten vil det bli økt fare for flomtap i Aursjømagasinet i våte år. Anon. (2007) oppgir at dersom det legges inn en restriksjon som sier at Aursjømagasinet ikke kan gå under kote 854 i hele august og september, så kan inntektstapet i ugunstige år bli på 38 mill. kr. Imidlertid er den viktigste gyteperioden for ørret i siste halvdel av september, og det er ikke nødvendig å legge begrensninger på vannstanden i Aursjømagasinet andre deler av året. Vi har valgt å få simulert krafttapet ved å holde vannstanden i Aursjøen på minimum kote 853 i gyteperioden (ukene 37-39). Kote 853 er nær median vannstand i Aursjøen i denne perioden. Ved hjelp av simuleringsmodellen VANSIMTAP er tapt årlig produksjon estimert til 1,1 GWh dersom minimum vannstand i Aursjøen holdes på kote 853 i uke 37-39 (se **vedlegg 2**). Se for øvrig forbehold som er tatt i vedlegget.

Terskel som holder Gautsjøen over kote 853,0. Uregulert normalvannstand i Gautsjøen er ved kote 851,0. Luken i tappetunnelen fra Gautsjøen skal i følge reguleringsreglementet settes når vannstanden er kommet ned i kote 851,0 og ikke åpnes før det er nødvendig å tømme magasinet. Før vårfloppen settes luken igjen og åpnes først når vannstanden i Aursjømagasinet er steget til kote 851,0. For øvrig kan vannslippingen foregå etter Aura kraftverk sitt behov. Reguleringspraksis er at Gautsjøen bare tappes ned under naturlig vannstand i år med spesielle behov (Anon. 2007). En terskel på kote 853,0 mellom Gautsjøen og Grønningen, som vil bli ca. 700 m lang og koster ca. 2,5-3,0 mill. kr (Anon. 2007), fører til raskere oppfylling av Gautsjøen, høyere og lengre stabilt vannivå, og derved redusert eksponering av reguleringssonen i denne delen av magasinet. Hensikten med en slik terskel er å øke Gautsjøens produksjonspotensial for næringsdyr og ørret, samt bedre det visuelle inntrykket av sjøen. Anon. (2007) antyder tre forskjellige muligheter for manøvrering av Gautsjøen:

- a) Holde vannstanden over kote 853 bare om sommeren.
- b) Holde vannstanden over kote 853 hele året, men fortsatt ha mulighet for å tappe ut hele magasinet "når det er nødvendig".
- c) Holde vannstanden på 853 m hele året uten mulighet for å tappe magasinet under denne vannstand.

Simuleringer ved hjelp av VANSIMTAP estimerer tapt årlig kraftproduksjon ved de tre alternativene på henholdsvis 1,3, 2,2 og 2,8 GWh (se **vedlegg 2**, der også noen forutsetninger og forbehold er gitt i forbindelse med simuleringene).

Maksimalt økologisk potensial for Aursjømagasinet (trinn 10)

De viktigste endringer i vannforekomsten sett i forhold til en tilsvarende innsjø vurderes å være endringer i vannstand og i innsjøbreddens substrat, bunndyrfaunaens sammensetning og gyteforhold for fiskebestanden. Disse kvalitetselementene er derfor vektlagt ved forlag til avbøtende tiltak.

Dersom alle de ovenfor nevnte tiltakene blir gjennomført, så vil tilstanden i Gautsjødelen skille seg betydelig ut fra resten av Aursjømagasinet. Et godt sammenlikningsgrunnlag for denne delen av magasinet er den tilstanden som Gautsjøen var i før den ble regulert. De største forskjellene fra det opprinnelige er at det fortsatt blir en reguleringshøyde på tre meter, tap av utløpselva som gyte- og oppvekstområde og at det er introdusert harr til sjøen. Men innsjøarealet er blitt større. Resten av magasinet vil i stor grad bli som i dag, med den samme store reguleringssonen uten vannvegetasjon og med lav produksjon av bunndyr.

Med unntak av Gautsjøen, så vil magasinet fortsatt ha en sterkt erodert reguleringszone uten bunnvegetasjon og med begrenset bunndyrfauna, selv om alle de foreslåtte tiltakene gjennomføres. Produksjonen av dyreplankton vil være brukbar. Rekrutteringen av ørret vil trolig være i balanse med produksjonsgrunnlaget, og fiskeproduksjonen noe høyere enn i dag. Kvaliteten på ørreten ventes å bli bedre i Gautsjøen enn i resten av magasinet. Noen ørreter som vokser opp i Gautsjøen vil trolig vandre ut i andre deler av magasinet, slik at det kan fanges fisk av relativt god kvalitet også der.

I Gautsjøen kan bunnvegetasjonen (f. eks. brasmegras) til en viss grad reetableres og produksjonen av bunndyr bli betydelig bedre enn i dag. Produksjonen av ørret kan forbedres betydelig, men på grunn av at det er kommet harr til vatnet, og at det fremdeles blir en reguleringszone (på 3 m) vil ikke ørretproduksjonen bli så høy som før regulering. Et stabilt vannspeil øker også det estetiske inntrykket av innsjøen.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra original metodikk (trinn 11, original metodikk)

Ifølge den originale metoden skal godt økologisk potensial (GØP) defineres som små avvik fra maksimalt økologisk potensial. For Gautsjøen kan for eksempel dette være at en firer på kravet om å få etablert bunnvegetasjon, og godta noe redusert bunndyrproduksjon enn ved MØP. Dette medfører også noe redusert fiskeproduksjon. I magasinet for øvrig må en kanskje godta at rekrutteringen av ørret ikke blir fullgod, og at det fortsatt kan bli behov for utsettinger av fisk.

Tiltak som er nødvendig for å oppnå GØP etter denne metoden blir:

- *Utsetting av fisk*
- *Habitatforbedrende tiltak i gytebekker*
- *Høyest mulig vannstand i ørretens gytetid (alternativ 3, dvs. over kote 853)*
- *Terskel som holder Gautsjøen over kote 853,0 bare om sommeren*

Godt økologisk potensial vurdert ut fra alternativ metodikk (trinn 11, alternativ metodikk)

Ved denne metoden skal en først ekskludere tiltak som i sum ventes å resultere i minimale økologiske forbedringer, og deretter definere GØP etter at alle inkluderte tiltak er gjennomført.

Tabell 3.1. Vannforekomst Aursjømagasinet

Trinn 1	Type vannforekomst:	Innsjø / magasin
Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	Oppdemming av Aursjøen, Grønningen og Gautsjøen slik at de nå flyter sammen til et sammenhengende magasin. Magasinets reguleringshøyde er 28,7 m, men reguleringshøyden er noe forskjellig for de tre delene.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftproduksjon
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret²:	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	<ul style="list-style-type: none"> • Større elver og bekker i området lagt under vann. • Endret vannstand. Sesongmessig nedtapping av magasinet og lengre oppholdstid.
	Beskrivelse av økologiske effekter	<ul style="list-style-type: none"> • Sterk erodert reguleringszone. • Tap av invertebratproduksjon i reguleringssonen. • Tap av ca 70-80% av gyteområder for ørret. • Fiskeavkastningen redusert fra ca. 4000 kg pr. år før utbygging til ca. 1600 kg nå.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak som er til vesentlig hinder for bruken.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn 6

Trinn 6	Er årsak til hydromorfologiske endringer fysisk bruk og dermed foreløpig klassifisert som SMVF¹?	Ja
----------------	--	----

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 7

Trinn 7	Beskrivelse av god økologisk tilstand i vannforekomsten som definert ut fra vannforvaltningsforskriften vedlegg V	<ul style="list-style-type: none"> • Ingen eller små vannstandsendringer i forhold til sammenlignbare uregulerte innsjøer. Vannstandsendringer maksimalt 3 meter. • Sammensetning av fytoplankton er lik eller bare litt forskjellig fra sammenlignbar uregulerte innsjøer. Små endringer i intensitet eller typespesifikk plankton-oppblomstring kan forekomme • Små endringer i sammensetning og utbredelse av virvelløse dyr i forhold til sammenlignbare uregulerte innsjøer • Mangfoldsnivå for virvelløse taxa viser små tegn på endring i forhold til typespesifikke nivåer • Fiskesamfunnets produksjon og sammensetning viser ingen eller små endringer i forhold til forventet i en uregulert innsjø • Mengde makrofytt- og bunnvegetasjon viser ingen eller små endringer i forhold til sammenlignbar uregulert innsjø
	Avbøtende tiltak som muliggjør god økologisk tilstand, rangert etter kostnad	<ol style="list-style-type: none"> 1. Riving av dam, tilbakeføring til opprinnelig innsjøstruktur 2. Reduksjon av reguleringshøyde til under 3 m
	Negative effekter av tiltak på bruk	<ol style="list-style-type: none"> 1. Tap av kraftproduksjon 2. Sterk reduksjon i kraftproduksjon
	Negative effekter av tiltak på miljøet generelt	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nei 2. Nei
	Samlet vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak som er av et slikt omfang at det vil ha en stor innvirkning på bruken av vannforekomsten.

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 8

Trinn 8	Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet¹?	<i>Nei</i>
----------------	--	------------

¹Hvis nei går prosessen videre til trinn 9 og vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert

Trinn 9	Endelig klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst?	<i>Ja</i>
----------------	--	-----------

Trinn 10	(i)	Kvalitetselement MØP skal vurderes ut fra¹	De viktigste endringer i vannforekomsten sett i forhold til en tilsvarende innsjø vurderes å være endringer i vannstand og i innsjøbreddens substrat, bunndyrfaunaens sammensetning og gyteforhold for fiskebestanden. Disse kvalitetselementene er derfor vektlagt ved forslag til avbøtende tiltak.
	(ii)	Beskriv tiltak som ikke har vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Habitatforbedrende tiltak i gytebekker for å øke oppvekstareal og forbedre gyteområder, slik som foreslått av Haugen og Rygg (1992). 2. Høyest mulig vannstand i ørretens gytetid (dvs. i siste halvdel av september). 3. Fortsatt utsetting av ørret (ikke aktuelt dersom naturlig rekruttering blir tilfredsstillende ved hjelp av habitatforbedrende tiltak). 4. Terskel som holder Gautsjøen over kote 853,0 (det er nevnt tre alternative manøvreringsalternativer i teksten).
	(iii)	a) Effekt av tiltak på hydromorfologiske kvalitetselementer	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ingen 2. Høyere vannstand i gitte perioder 3. Ingen 4. Reduserte vannstandsendringer i Gautsjøen, mindre eksponering av strandsonen.
		b) Effekt av tiltak på fysisk-kjemiske kvalitetselementer	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ingen 2. Ingen 3. Ingen 4. En terskel i Gautsjøen vil føre til endrede temperatur- og isforhold.
		c) Effekt av tiltak på biologiske kvalitetselementer	<ol style="list-style-type: none"> 1. Økt naturlig rekruttering av ørret 2. Økt naturlig rekruttering av ørret 3. Økt produksjon av ørret 4. Økt produksjonspotensial for bunndyr og bedre næringsforhold for fisk. Mulig etablering av bunnvegetasjon, f. eks. brasmegras.
(iv)	Maksimalt økologisk potensial: samlet beskrivelse av tilstand til biologiske kvalitetselementer	<ul style="list-style-type: none"> • I Gautsjøen kan bunnvegetasjon og bunnfauna reetableres til å bli betydelig bedre enn i dag. • Produksjonen av ørret kan forbedres betydelig, men på grunn av at det er kommet harr til Gautsjøen, og at det fremdeles er en reguleringszone på ca. 3 m, kan det ikke produseres like mye fisk som før regulering. Rekrutteringen av ørret vil bli tilstrekkelig (mer enn 30 000 årsyngel), slik at det ikke blir nødvendig å sette ut fisk i magasinet. Dette vil føre til noe økt fiskeproduksjon. • I resten av magasinet er det neppe potensial for særlig økning av bunndyrfaunaen. • Produksjonen av dyreplankton vil være brukbar. 	

¹Fra vedlegg V i vannforvaltningsforskriften.

Trinn 11 (original metodik)	(i)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	Redusert produksjon av invertebrater i forhold til sammenlignbar uregulert innsjø Makrofytt- og bunnvegetasjon redusert. Fytoplankton produksjon som i sammenlignbar uregulert innsjø. Produksjon av ørret og harr vesentlig redusert.
	(ii)	Beskriv tiltak nødvendig for å oppnå godt økologisk potensial	Modifisering av gytebekker for å forbedre gyteområder. Reduksjon i reguleringshøyde.

Trinn 11 (alternativ metodik)	(i)	Tiltak nødvendig for å oppnå maksimalt økologisk potensial fra punkt 10, rangert etter effekt	Reduksjon i reguleringshøyde. Modifisering av gytebekker for å forbedre gyteområder.
	(ii)	Forventet effekt på økologisk potensial	Redusert produksjon av invertebrater i forhold til sammenlignbar uregulert innsjø Makrofytt- og bunnvegetasjon redusert. Fytoplankton produksjon som i sammenlignbar uregulert innsjø. Produksjon av ørret og harr vesentlig redusert.
	(iii)	Tiltak som forslås ekskludert som grunnlag for Godt økologisk potensial	
	(iv)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	Redusert produksjon av invertebrater i forhold til sammenlignbar uregulert innsjø Makrofytt- og bunnvegetasjon redusert. Fytoplankton produksjon som i sammenlignbar uregulert innsjø. Produksjon av ørret og harr vesentlig redusert.

3.2.2 Reinsvatnet

Kort beskrivelse

Vatnet ligger 882 m.o.h. (HRV) og arealet ved HRV er 390 ha. Omkring vatnet er det morenedekke og rasmark (Bjørn 1996). I 1978 lå det ved vatnet noen få hytter og et stort fellesnaust (Hvidsten & Gunnerød 1978). Vatnet er middels dypt og er regulert 17,6 m. Nedtapping av Reinsvatnet starter vanligvis sent på høsten og når et minimumsnivå omkring mai - juni. Magasinet kjøres vanligvis så langt ned som mulig om våren for å redusere/unngå overløp med følgende vann- tap om sommeren (Marskar et al. 2004).

Ørret er eneste fiskeart i vatnet. Før reguleringen var Reinsvatnet et meget godt fiskevatn, med ørret av meget god kvalitet. Men produksjon og kvalitet har avtatt betydelig etter regulering, og bestanden er nå for stor i forhold til næringsgrunnlaget. Reguleringsskadene forårsakes hovedsakelig av regulerings høyden på 17,6 m, som gir utarming av faunaen i strandsonen.

Klassifisering av Reinsvatnet

I **tabell 3.2** er Reinsvatnet klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at magasinet kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst. Eneste mulige tiltak for å oppnå god økologisk tilstand i vannforekomsten er å fjerne dammen. Tiltaket vil åpenbart ha en stor negativ effekt for bruken av vannforekomsten.

Mulige tiltak

Reguleringskadene ble søkt kompensert ved at det fra 1962 ble satt ut 3 000 settefisk av ørret årlig. Pålegget ble halvert i 1979. Rekrutteringen av ørret synes imidlertid god og det har ikke vært satt ut ørret siden 1989. Det er derfor ikke aktuelt å foreslå utsetting av fisk som tiltak. Rekrutteringen av ørret synes å være så god at det har blitt for stor tetthet av fisk i forhold til næringsgrunnlaget. To alternative tiltak kan sette i verk for å redusere rekrutteringen:

1. Redusere tilgjengelig gyteareal.
2. Regelmessig utfisking med finmaskede garn for å redusere ørretbestanden.

Vi har ingen andre forslag til tiltak for å bedre den økologiske tilstanden i Reinsvatnet, uten at det samtidig medfører vesentlig tap av kraftproduksjon. En reduksjon av regulerings høyden som forbedrer økologisk status i Reinsvatnet vil være av en slik størrelsesorden at de negative effektene på kraftproduksjon blir betydelige, og er derfor ikke realistisk.

Maksimalt økologisk potensial for Reinsvatnet (trinn 10)

De viktigste endringer i vannforekomsten sett i forhold til en tilsvarende innsjø er endringer i vannstand og i innsjøbreddens substrat, bunndyrfaunaens sammensetning og gyteforhold for fiskebestanden. Disse kvalitetselementene er derfor vektlagt ved forslag til avbøtende tiltak.

Dersom tiltakene nevnt ovenfor gjennomføres, så vil det økologiske potensialet for Reinsvatnet være følgende: Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen vil ha vesentlig redusert produksjon og mangfold i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. Vannvegetasjonen i reguleringssonen vil være så godt som ikke eksisterende i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. Produksjon av planteplankton og dyreplankton vil ikke være vesentlig forskjellig fra en sammenlignbar uregulert innsjø. Det vil bli en relativt beskjeden produksjon av ørret, men med balanse mellom rekruttering og næringsgrunnlag.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra original metodikk (trinn 11, original metodikk)

I og med at det foreslåtte tiltaket (alternativ 1 eller alternativ 2) er gjennomførbart uten store kostnader, så vil godt økologisk potensial (GØP) i Reinsvatnet bli identisk med maksimalt økologisk potensial. Det blir i dette tilfelle noe kunstig å skulle beskrive GØP som "minimale avvik fra MØP", i og med at de to definisjonene blir identiske.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra alternativ metodikk (trinn 11, alternativ metodikk)

Ingen tiltak bør ekskluderes, og etter at det foreslåtte tiltaket er gjennomført, blir GØP også med denne metoden identisk med MØP.

Tabell 3.2. Vannforekomst Reinsvatnet

Trinn 1	Type vannforekomst:	Innsjø / magasin
----------------	----------------------------	------------------

Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei
----------------	--	-----

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten?¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	Oppdemmet innsjø med 17,6 m reguleringshøyde.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftproduksjon
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret?²	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	<ul style="list-style-type: none"> • Innsjøen er oppdemmet 12,3 m, og tappes 5,3 m under naturlig vannstand. • Endret vannstand. Sesongmessig nedtapping av magasinet.
	Beskrivelse av økologiske effekter	<ul style="list-style-type: none"> • Sterkt erodert reguleringszone. • Kraftig redusert produksjon av bunndyr, men mindre reduksjon i dyreplankton. • Fiskeproduksjon og -kvalitet har avtatt betydelig etter regulering. • Ørretbestanden er nå for stor i forhold til næringsgrunnlaget.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn 6

Trinn 6	Er årsak til hydromorfologiske endringer fysisk bruk og dermed foreløpig klassifisert som SMVF¹?	Ja
----------------	--	----

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 7

Trinn 7	Beskrivelse av god økologisk tilstand i vannforekomsten som definert ut fra vannforvaltningsforskriften vedlegg V	Vannstandsendringer som tilsvarer sammenlignbar uregulert innsjø (under 3 m). Littoral-sone med produksjon av vannplanter og bunndyr tilsvarende en sammenlignbar uregulert innsjø. Produksjon av plante- og dyreplankton tilsvarende en sammenlignbar uregulert innsjø. Naturlig rekrutterende ørretbestand av god størrelse og kvalitet med jevn vekst fram til 25-35 cm og med rød kjøttfarge. Totalproduksjon og kvalitet av ørret vurderes i forhold til historiske data.
	Avbøtende tiltak som muliggjør god økologisk tilstand, rangert etter kostnad	Riving av dam, tilbakeføring til opprinnelig innsjøstruktur.
	Negative effekter av tiltak på bruken	Tap av kraftproduksjon.
	Negative effekter av tiltak på miljøet generelt	Nei (her er ikke konsekvenser ved erstatning av strøm fra vannkraft med andre energikilder vurdert).
	Samlet vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten at det gjennomføres avbøtende tiltak som vil være av vesentlig negativ karakter for bruken av vannforekomsten. Riving av dammen vil sterkt redusere potensial for kraftproduksjon.

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 8

Trinn 8	Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet¹?	<i>Nei</i>
----------------	--	------------

¹Hvis nei går prosessen videre til trinn 9 og vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert

Trinn 9	Endelig klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst?	<i>Ja</i>
----------------	--	-----------

Trinn 10	(i)	Kvalitetselement MØP skal vurderes ut fra¹	De viktigste endringer i vannforekomsten sett i forhold til en tilsvarende innsjø vurderes å være endringer i vannstand og i innsjøbreddens substrat, bunndyrfaunaens sammensetning og gyteforhold for fiskebestanden. Disse kvalitetselementene er derfor vektlagt ved forlag til avbøtende tiltak.
	(ii)	Beskriv tiltak som ikke har vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten	Alternativ 1: Redusere tilgjengelige gytearealer. Alternativ 2: Regelmessig utfisking med finmaskede garn for å redusere ørretbestanden.
	(iii)	a) Effekt av tiltak på hydromorfologiske kvalitetselementer	Ingen Ingen
		b) Effekt av tiltak på fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Ingen Ingen
		c) Effekt av tiltak på biologiske kvalitetselementer	Begge alternativene vil bedre kvalitet og størrelse på ørreten.
	(iv)	Maksimalt økologisk potensial: samlet beskrivelse av tilstand til biologiske kvalitetselementer	<ul style="list-style-type: none"> • Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har vesentlig redusert produksjon og mangfold i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. • Vannvegetasjonen i reguleringssonen svært redusert i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. • Produksjon av planteplankton og dyreplankton ikke vesentlig forskjellig fra i sammenlignbar uregulert innsjø. • En relativt beskjeden produksjon av ørret, men balanse mellom rekruttering og næringsgrunnlag.

¹Fra vedlegg V i vannforvaltningsforskriften.

Trinn 11 (original metodikk)	(i)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har vesentlig redusert produksjon og mangfold i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. • Vannvegetasjonen i reguleringssonen svært redusert i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. • Produksjon av planteplankton og dyreplankton ikke vesentlig forskjellig fra i sammenlignbar uregulert innsjø. • En relativt beskjeden produksjon av ørret, men balanse mellom rekruttering og næringsgrunnlag.
	(ii)	Beskriv tiltak nødvendig for å oppnå godt økologisk potensial	Redusere tilgjengelige gytearealer eller utfisking med finmaskede garn for å redusere ørretbestanden.

Trinn 11 (alternativ metodikk)	(i)	Tiltak nødvendig for å oppnå maksimalt økologisk potensial fra punkt 10, rangert etter effekt	Alternativ 1: Redusere tilgjengelige gytearealer. Alternativ 2: Regelmessig utfisking med finmaskede garn for å redusere ørretbestanden.
	(ii)	Forventet effekt på økologisk potensial	Bedret kvalitet på ørretbestanden. For øvrig ingen effekt.
	(iii)	Tiltak som forslås ekskludert som grunnlag for Godt økologisk potensial	Ingen
	(iv)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har vesentlig redusert produksjon og mangfold i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. • Vannvegetasjonen i reguleringssonen svært redusert i forhold til referansetilstand for godt økologisk potensial. • Produksjon av planteplankton og dyreplankton ikke vesentlig forskjellig fra i sammenlignbar uregulert innsjø. • En relativt beskjeden produksjon av ørret, men balanse mellom rekruttering og næringsgrunnlag.

3.2.3 Aura

Kort beskrivelse

Laksen gikk opprinnelig opp i Eira, gjennom Eikesdalsvatnet og videre ca. 13 km opp i Aura til Aurstaupet, ca. 8 km ovenfor Litlevatnet. Betydelige mengder sjørret gikk også opp, men for begge arters vedkommende var det bare et mindretall som gikk opp i den øvre delen av vassdraget. De fiskerisakkyndige (Sømme & Harstad 1952) beskrev fisket i Aura før Aurautbyggingen slik: *"Mens fiskeretten i Eira er strengt knyttet til eiendomsforholdene, er Aura ansett som bygdealmenning, og den fiskes i fellesskap. I dette ligger at fisket i Aura er av mindre verdi enn i Eira. Likevel er det ikke uten betydning. Laksen går hvert år helt oppunder Aurstaupen. I gammel tid fantes der teine i alle fall ved Reitan. Den blev nedrevet av storflommen i 1923 og er siden ikke bygget opp igjen. Nå til dags tas laksen i Aura mest med stang, i Lillevann også leilighetsvis på garn og med lyster i henhold til særskilt dispensasjon fra lovens generelle forbud mot lystring i laks- og sjøauereelver. Aura fiskes ikke intenst etter laks. Laksen er vanligvis 6-8 kg og bare leilighetsvis fanges slik storlaks som er karakteristisk for Eira, på 14 kg eller mere"*. I en utredning om vannkraftutbygging i Eikesdalen omtaler imidlertid Bakken (1977) laksefisket i Aura som langt mer betydningsfullt. I intervjuer med personer som kjente laksefisket i Aura i eldre tider framkommer det at det ble fisket med fem teiner på strekningen mellom Eikesdalsvatnet og Litlevatnet. Årlig fangstkvantum i disse teinene ble anslått til 4 – 6 tonn laks, sjørret og vassørret i perioden rundt første verdenskrig (Bakken 1977).

Selv i uregulert tilstand kunne Aura ovenfor Litlevatnet bli nesten tørr. Vinteren 1950/51 var elva helt tørr ved Sæter (Sømme & Harstad 1952). Ved Auraoverføringen ble Aura ovenfor Litlevatnet på det nærmeste tørrlagt, og laks- og sjørretfisket på denne strekningen ble totalt ødelagt (Harstad & Jensen 1963). I Litlevatnet og i Aura nedenfor Litlevatnet ble det fortsatt tatt noe laks og sjørret, men fisket gikk sterkt tilbake. Ifølge Vasshaug (1982) forsvant laksen også i nedre del av Aura etter Takrenneoverføringen, men en del sjørret gikk fremdeles opp i Litlevatnet. Laksen kom helt bort fra Litlevatnet. Ved Gryttenutbyggingen i 1975 ble også Bruåa tatt bort fra Aura, og etter dette regnet Vasshaug (1982) med at sjørretfangsten i Litlevatnet bare ble sporadisk på grunn av forverrede oppgangsforhold. Fiskerikonsulent Øyvind Vasshaug skrev 1. februar 1976 i brev til Romsdal laksestyre: "Jeg mener det er riktig i dagens situasjon å betrakte Litlevatnet som et innlandsfiskevann hvor det sporadisk forekommer sjøauere og en sjelden gang laks".

Vasshaug gjennomførte et prøvefiske i Litlevatnet i september 1981, men fant bare innlandsørret av relativt dårlig kvalitet. Verken laks eller sjørret ble påvist (Vasshaug 1982).

I 2006 ble det påvist laksunger på de to nederste km av Aura, men ikke lenger opp (Jensen et al. 2007). NINA har beregnet tettheten av ungfisk på to stasjoner nederst i Aura i årene 1988-1993 og 2001-2006. I 2006 ble dessuten seks nye stasjoner lenger opp i Aura undersøkt. Det ble påvist gyting av laks de fleste av disse årene, men tetthetene av laksunger har vært svært lave (Jakobsen et al. 1992, Jensen et al. 2007). Tettheten av ørretunger i samme tidsrom var omtrent som i Eira. Bare på de to nederste av de seks nye stasjonene i 2006 ble det funnet laksunger, mens ørretunger ble funnet på alle stasjonene. Den øverste av stasjonene med laks ligger vel 2 km opp i Aura, dvs. halvveis opp til Litlevatnet (Jensen et al. 2007).

Klassifisering av Aura

I **tabell 3.3** er Aura klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at elva kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst.

Mulige avbøtende tiltak

A. Minstevannføring for å reetablere en laksebestand i Aura, eventuelt i kombinasjon med fysiske tiltak

Minstevannføring i Aura uten fysiske tiltak. Forslag til størrelse på minstevannføring for å reetablere en laksebestand i Aura er gitt av Jensen & Johnsen (2007). Forslaget går ut på at vannføringen ved NVEs vannmerke i Litlevatnet bør være minst 15 m³/s i smoltutvandringsperioden de tre siste ukene av mai og 25-35 m³/s under oppvandringsperioden for laks i siste halvdel av juli og hele august. Resten av året er kravet minimum 2 m³/s.

Minstevannføring i Aura i kombinasjon med fysiske tiltak. Minstevannføringen kan reduseres betydelig dersom det kombineres med å grave en djupål i deler av elva ovenfor Litlevatnet og det bygges fisketrapp nederfor Litlevatnet (se beskrivelse nederfor). Jensen & Johnsen (2007) har foreslått at minstevannføringen i laksens oppvandringsperiode dermed kan reduseres til 15-20 m³/s. I smoltutvandringsperioden er det samme krav som uten tiltak, dvs. 15 m³/s, og resten av året bør vannføringen være minst 1 m³/s.

Graving av djupål i deler av elva ovenfor Litlevatnet. På et langt parti av elva (ca. 2-3 km) mellom Litlevatnet og Finnset renner betydelige mengder vann nede i grusen, og på lave vannføringer blir elva helt eller nesten helt tørr. Denne tørrleggingen har i mange tilfeller medført omfattende fiskedød. For å redusere problemet med fiskedød, bør det ifølge Jensen & Johnsen (2007) utføres fysiske tiltak i elva med det formål å opprettholde et vannspeil på denne delen av elva ved lav vannføring. De foreslår at det graves et smalere elveløp på denne strekningen. Dette bør formes slik at en betydelig del av det er dekket av vann selv på svært lave vannføringer. Den opprinnelige elvesenga har en bredde på ca. 50 m i det aktuelle området. De forestiller seg et nedsenket elveløp med en bredde på ca. 10-15 m. Det bør varieres mellom stryk og kulper, og formes slik at djupålen ikke aures ned ved flom. Dersom dette tiltaket gjennomføres på en vellykket måte, kan det være mulig å redusere minstevannføringen om vinteren til ned mot 1 m³/s.

Bygging av fisketrapp nederfor Litlevatnet. Elvestrekningen fra Rangåa til Litlevatnet er bratt og derfor vanskelig å passere for laks og sjørret på lave og moderate vannføringer. Jensen & Johnsen (2007) har vurdert at vannføringen bør være minst i størrelsesorden 25-35 m³/s i oppvandringstida for at laksen skal passere dette partiet uten avbøtende tiltak. Spesielt på et område renner vannet delvis gjennom ei storsteinet ur, og alt vann forsvinner mellom steinblokkene på lav og midlere vannføring. De foreslår at det bygges ei fisketrapp i dette partiet. Det kan være behov for trapper også på andre steder på denne strekningen. Selve fisketrappene krever bare 1 m³/s for å fungere hvis de bygges i betong etter standard metoder. For å få laksen til å vandre opp til trappa, finne inngangen til trappa og vandre videre oppover, kreves likevel betydelig mer vann. Skjønnessmessig kan dette dreie seg om i størrelsesorden 15-20 m³/s. Det er viktig med variasjon i vannmengden, for laksen vandrer ofte på økende vannføring. Det har liten hensikt å bygge fisketrapp for å slippe fisken opp i Litlevatnet, uten at det samtidig blir gjort tiltak for å bedre overlevelsen om vinteren. Derfor bør bygging av fisketrapp kun gjøres i kombinasjon med tiltak ovenfor Litlevatnet for å unngå tørrlegging og stranding av fisk.

Utsetting av laksyngel i en periode for å bygge opp en ny laksebestand i elva. De fysiske tiltakene som er foreslått ovenfor bør følges opp med eggplanting, utsetting av yngel eller eventuelt andre stadier av laks i hele Auras lengde for å bygge opp bestanden så raskt som mulig. Utsettingene bør foregå i en tiårsperiode, inntil laksebestanden blir selvrekutterende. Grunnen til dette er at laksen i stor grad vandrer tilbake til den delen av elva der den ble født, og erfaringsmessig vil det ta svært mye lenger tid hvis bestanden skal bygge seg opp uten utsettinger.

Kraftstasjon i Eikesdalen for å begrense tapt kraftproduksjon. En mulig løsning for å skaffe vann i Aura på en rimeligere måte enn å slippe vann fra fjellet (Aursjøen eller deler av Takrenneoverføringen), kan være å bygge en kraftstasjon i Eikesdalen. Da kan fallet fra fjellet og ned i dalen utnyttes til kraftproduksjon. Utløpet av en eventuell kraftstasjon bør ligge så langt opp i Aura som mulig. I og med at hele elva opp til samløpet med Løypåa egner seg meget godt til produksjon av laksesmolt dersom det blir tilstrekkelig vann, bør en eventuell kraftstasjon fortrinnsvis ha sitt utløp i nærheten av samløpet med Løypåa, f. eks. i nærheten av Per-Nilsespranget. Like ovenfor blir elva tørr på lav vannføring, og der er det lite å vinne på tiltak for å unngå tørrlegging.

B. Andre tiltak i Aura

Samling av elva nær utløpet i Eikesdalsvatnet. På lav vannføring kan det være vanskelig for oppvandrende fisk å komme opp fra Eikesdalsvatnet og opp i Aura på grunn av at elva sprer seg i vifteform like ovenfor vatnet. Dette kan enkelt forbedres ved å samle elveløpet i det kritiske partiet.

Utsetting av laksesmolt. Dagens pålegg om utsetting av laksesmolt for å erstatte tapt naturlig smoltproduksjon er 50 000 individ pr. år for hele vassdraget. All smolt settes ut i Eira, til tross for at en betydelig del av tapet har skjedd i Aura. Utsettingene bør videreføres i samme antall inntil det kan dokumenteres en stabil naturlig økt smoltproduksjon på grunn av de foreslåtte tiltakene i Aura. Når dette er tilfelle, kan smoltutsettingene reduseres tilsvarende økt naturlig produksjon.

Tapt kraftproduksjon som følge av minstevannslipp i Auravassdraget for å få laksen tilbake til vassdraget er simulert ved hjelp av simuleringsprogrammet VANSIMTAP. Simuleringene er vist i **vedlegg 1**. Uten at vannslippet kombineres med fysiske tiltak ble tapt kraftproduksjon beregnet til 188,3 – 266,1 GWh. Dersom man kombinerer med de foreslåtte fysiske tiltakene (unntatt kraftstasjon), ble tapt kraftproduksjon beregnet til 94,7 – 134,3 GWh. Dette kan trolig begrenses ytterligere ved bygging av en kraftstasjon i Eikesdalen. Minstevannføring kan da eventuelt økes uten at dette har uforholdsmessige konsekvenser for bruken. Dette alternativet er imidlertid her ikke utredet nærmere.

Maksimalt økologisk potensial for Aura (trinn 10)

Ved klassifisering av ei elv er sammensetning og mengde av akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr og sammensetning, og mengde og aldersstruktur for fiskefauna de biologiske kvalitetselementene som skal vurderes (**tabell 2.1**). Når det gjelder Aura, så foreligger det ingen opplysninger om flora eller bunndyr. Men store områder av elva er nå tørrlagt store deler av året, og i disse områdene antas nærmest all flora og bunnfauna å være tapt. Dersom det slippes en tilstrekkelig minstevannføring i elva, eventuelt i kombinasjon med fysiske tiltak som beskrevet ovenfor, så vil en del av disse områdene komme i produksjon igjen.

En kontinuerlig vannstreng vil bli etablert ved slipp av en stor nok minstevannføring, og det gjør at anadrome laksefisk på nytt skal kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppunktet for laks og sjøørret. Dermed vil hele vannstrengen i Aura være i produksjon igjen med hensyn til laks- og sjøørretsmolt slik at økologisk kontinuitet sikres. Imidlertid vil vanndekt areal bli mindre enn før Aurautbyggingen, og dermed vil også smoltproduksjonen bli mindre. Jo mer vann som slippes, jo større ventes smoltproduksjonen å bli. Jensen et al. (2007) har beregnet historisk produksjon av laksesmolt i Aura til 9 000 – 18 000 individ. Vi vurderer at årlig produksjon av laksesmolt ved gjennomføring av alle tiltakene som er foreslått ovenfor maksimalt kan bli halvparten av dette anslaget. Med 2 % tilbakevandring gir det 90 - 180 gytelaks til vassdraget. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjøørret og noe innlandsørret.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra original metodikk (trinn 11, original metodikk)

Godt økologisk potensial defineres som små endringer i biologiske kvalitetselementer og hydro-morfologiske forhold sammenliknet med maksimalt økologisk potensial. Ut fra original metodikk skal godt økologisk potensial defineres direkte ut fra maksimalt økologisk potensial.

Vårt forslag til godt økologisk potensial ut fra denne metodikken blir dermed at det vil bli etablert en kontinuerlig vannstreng nesten helt opp til Aurstaupet, men på grunn av redusert vannføring vil vanndekt areal vil bli betydelig mindre enn før utbygging. På dette arealet vil det etableres en naturlig vannflora og bunnfauna. Anadrome laksefisk skal kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppestedet for laksen. Smoltproduksjonen ventes å bli i underkant av det som ble foreslått som maksimalt økologisk potensial, kvantifisert til 4 000 – 8 000 individ pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir dette 80 - 160 gytelaks tilbake til vassdraget. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjøørret og noe innlandsørret.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra alternativ metodikk (trinn 11, alternativ metodikk)

Den alternative metodikken skiller seg fra den originale ved bestemmelse av godt økologisk potensial. Mens den originale metodikken definerer godt økologisk potensial direkte fra maksimalt økologisk potensial, defineres godt økologisk potensial i den alternative metodikken som tilstanden etter at alle avbøtende tiltak er iverksatt, unntatt tiltak som i sum bare har liten effekt på bedringen i økologisk tilstand. Tenkt fordel med dette er at feil i vurderinger som ligger til grunn for definering av maksimalt økologisk potensial ikke akkumuleres videre i prosessen.

Alle de foreslåtte tiltakene bidrar til å forbedre den økologiske tilstanden, så etter alternativ metodikk vil godt økologisk potensial bli identisk med maksimalt økologisk potensial. Godt økologisk potensial ut fra alternativ metodikk blir da definert slik:

Det vil bli etablert en kontinuerlig vannstreng nesten helt opp til Aurstaupet, men på grunn av redusert vannføring vil vanddekt areal bli betydelig mindre enn før utbygging. På dette arealet vil det etableres en naturlig vannflora og bunnfauna. Anadrome laksefisk skal kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppestedet for laksen. Smoltproduksjonen ventes å bli omtrent halvparten av opprinnelig produksjon, kvantifisert til 4 500 – 9 000 individ pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir dette 90 - 180 gytelaks tilbake til vassdraget. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjørørret og noe innlandsørret.

Tabell 3.3. Vannforekomst Aura

Trinn 1	Type vannforekomst:	Elv
Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten?¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	En betydelig del av nedslagsfeltet er overført til nabovassdrag.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftproduksjon
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret?²	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	Sterkt redusert vannføring. Årlig middelvannføring ved Litlevatnet er redusert med 75 %. Partier av elva er tørrlagt deler av året. Periodevis brudd i den kontinuerlige vannstrengen.
	Beskrivelse av økologiske effekter	<ul style="list-style-type: none"> • Redusert bunndyrproduksjon. • Bestanden av innlandsørret sterkt redusert. • Bestandene av laks og sjørret nærmest tapt.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn 6

Trinn 6	Er årsak til hydromorfologiske endringer fysisk bruk og dermed foreløpig klassifisert som SMVF¹?	Ja
----------------	--	----

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 7

Trinn 7	Beskrivelse av god økologisk tilstand i vannforekomsten som definert ut fra vannforvaltningsforskriften vedlegg V	Vannføring som er stor nok til å sikre en kontinuerlig elvestreng og vanndekt areal og oppvandringsmuligheter for anadrom laksefisk tilsvarende før regulering. Kontinuitet i elvestrengen. Vannvegetasjon og bunndyrfauna som i sammenliknbare uregulerte elver. Selvreproduserende bestand av anadrom laksefisk på hele elvestrekningen. Høstbar bestand av innlandsørret.
	Avbøtende tiltak som muliggjør god økologisk tilstand, rangert etter kostnad	Tilbakeføring av vann til vassdraget slik at vannføring i alle deler av året kommer opp på et nivå tilsvarende før utbygging (se figur 1.3 i Jensen & Johnsen 2007).
	Negative effekter av tiltak på bruken	Tap av kraftproduksjon.
	Negative effekter av tiltak på miljøet generelt	Nei (her er ikke konsekvenser ved erstatning av strøm fra vannkraft med andre energikilder vurdert).
	Samlet vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak som reduserer produksjon av kraft i vassdraget vesentlig.

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 8

Trinn 8	Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet¹?	<i>Kraftstasjon i Eikesdalen for å begrense tapt kraftproduksjon. Nærmere analyser av dette alternativet er ikke vurdert her. Vi antar her som et eksempel at denne ikke kan erstatte eksisterende regulering og går derfor videre til punkt 9.</i>
----------------	--	---

¹Hvis nei går prosessen videre til trinn 9 og vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert

Trinn 9	Endelig klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst?	Ja
----------------	--	----

Trinn 10	(i)	Kvalitetslement MØP skal vurderes ut fra¹	Ved klassifisering av ei elv er sammensetning og mengde av akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr og sammensetning, og mengde og aldersstruktur for fiskefauna de biologiske kvalitetslementene som skal vurderes. Av mangel på andre data må imidlertid Aura først og fremst klassifiseres ut fra anadrome laksefisk.
	(ii)	Beskriv tiltak som ikke har vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten	Vannslipp, alternativ 1: Minstevannføring som ikke kombineres med fysiske tiltak. Forslag til minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007). Vannslipp, alternativ 2: Minstevannføring i kombinasjon med fysiske tiltak. Forslag til minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007). De foreslåtte fysiske tiltakene er: <ul style="list-style-type: none"> • Graving av djupål i deler av elva ovenfor Litlevatnet. • Bygging av fisketrapper nedenfor Litlevatnet.

Trinn 10, forts.		<p>For begge forslag kan en kraftstasjon i Eikesdalen begrense tapt kraftproduksjon vesentlig og minstevannføring økes uten at dette har uforholdsmessige konsekvenser av bruken. Dette alternativet er imidlertid her ikke utreda nærmere.</p> <p>Videre bør det i en periode settes ut laksyngel for å bygge opp laksebestanden i elva.</p> <p>Andre tiltak:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Utsetting av laksesmolt for å kompensere for tapt naturlig smoltproduksjon. • Samling av elva nær utløpet i Eikesdalsvatnet.
(iii)	<p>a) Effekt av tiltak på hydromorfologiske kvalitetselementer</p> <p>b) Effekt av tiltak på fysisk-kjemiske kvalitetselementer</p> <p>c) Effekt av tiltak på biologiske kvalitetselementer</p>	<p>Minstevannføring uten fysiske tiltak:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minstevannføring under smoltutvandringsperioden på 15 m³/s. • Minstevannføring under oppvandringsperioden til laks og sjøørret på 25-35 m³/s. • Minstevannføring på 2 m³/s resten av året. <p>Minstevassføring med fysiske tiltak:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minstevannføring på 15 – 20 m³/s under oppvandringsperioden til laks og sjøørret. • Minstevannføring på 15 m³/s under smoltutvandring. • Minstevannføring på 1 m³/s i resten av året. <p>Endret morfologi gjennom graving av djupål mellom Litlevatnet og Finnset slik at elva får et smalere løp.</p> <p>Endret morfologi gjennom å samle elveløpet i utløpet til Eikesdalsvatnet.</p> <p>Slipping av vann kan endre temperaturforholdene i elva.</p> <p>Økt produksjon av vannvegetasjon og bunndyr. Anadrome laksefisk vil på nytt kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppunktet for laks og sjøørret. Dermed vil hele vannstrengen i Aura være i produksjon igjen med hensyn til laks- og sjøørretsmolt. Imidlertid vil vanddekt areal bli mindre enn før Aurotbyggingen, og dermed vil også smoltproduksjonen bli mindre. Årlig produksjon av laksesmolt økes fra nesten null til omtrent halvparten av historisk produksjon. Dette kan kvantifiseres til ca. 4 500 – 9 000 laksesmolt pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir det 90-180 oppvandrende gytelaks. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjøørret og noe innlandsørret.</p>
(iv)	<p>Maksimalt økologisk potensial: samlet beskrivelse av tilstand til biologiske kvalitetselementer</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Det vil bli etablert en kontinuerlig vannstreng nesten helt opp til Aurstaupet, men på grunn av redusert vannføring vil vanddekt areal bli betydelig mindre enn før utbygging. • På dette arealet vil det etableres en naturlig vannflora og bunnfauna. Anadrome

		<p>laksefisk skal kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppestedet for laksen.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Smoltproduksjonen ventes å bli omtrent halvparten av opprinnelig produksjon, kvantifisert til 4 500 – 9 000 laksesmolt pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir dette 90 - 180 gytelaks tilbake til vassdraget. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjørret og noe innlandsørret.
--	--	---

Fra vedlegg V i vannforvaltningsforskriften.

Trinn 11 (original metodikk)	(i)	<i>Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Det vil bli etablert en kontinuerlig vannstreng nesten helt opp til Aurstaupet, men på grunn av redusert vannføring vil vanndekt areal vil bli betydelig mindre enn før utbygging. På dette arealet vil det etableres en naturlig vannflora og bunnfauna. • Anadrome laksefisk skal kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppestedet for laksen. • Smoltproduksjonen ventes å bli i underkant av det som ble foreslått som maksimalt økologisk potensial, kvantifisert til 4 000 – 8 000 laksesmolt pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir dette 80 - 160 gytelaks tilbake til vassdraget. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjørret og noe innlandsørret.
	(ii)	<i>Beskriv tiltak nødvendig for å oppnå godt økologisk potensial</i>	<p>Vannslipp, alternativ 1: Minstevannføring som ikke kombineres med fysiske tiltak. Forslag til størrelse på minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007).</p> <p>Vannslipp, alternativ 2: Minstevannføring i kombinasjon med fysiske tiltak. Forslag til størrelse på minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007). Foreslåtte tiltak er graving av djupål i deler av elva ovenfor Litlevatnet og bygging av fisketrapper nedenfor Litlevatnet.</p> <p>For begge alternativ må det settes ut laksyngel i en periode for å bygge opp en ny laksebestand i elva. Økonomien i vannslippingen forbedres vesentlig ved å utnytte vannet i en kraftstasjon i Aura. Denne må i så fall plasseres så langt opp i vassdraget som mulig.</p> <p>Andre tiltak er utsetting av laksesmolt av samme størrelsesorden som i dag og samling av elva nær utløpet i Eikesdalsvatnet.</p>

Trinn 11 (alternativ metodikk)	(i)	Tiltak nødvendig for å oppnå maksimal økologisk potensial fra punkt 10, rangert etter effekt	<p>Vannslipp, alternativ 1: Minstevannføring som ikke kombineres med fysiske tiltak. Forslag til minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007).</p> <p>Vannslipp, alternativ 2: Minstevannføring i kombinasjon med fysiske tiltak. Forslag til minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007). De foreslåtte fysiske tiltakene er:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Graving av djupål i deler av elva ovenfor Litlevatnet. • Bygging av fisketrapper nedenfor Litlevatnet. <p>For begge alternativer kan en kraftstasjon i Eikesdalen begrense tapt kraftproduksjon vesentlig. Videre bør det i en periode settes ut laksyngel for å bygge opp laksebestanden i elva.</p> <p>Andre tiltak:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Utsetting av laksesmolt for å kompensere for tapt naturlig smoltproduksjon. • Samling av elva nær utløpet i Eikesdalsvatnet.
	(ii)	Forventet effekt på økologisk potensial	<p>Økt produksjon av vannvegetasjon og bunndyr. Anadrome laksefisk vil på nytt kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppunktet for laks og sjørret. Dermed vil hele vannstrengen i Aura være i produksjon igjen med hensyn til laks- og sjørretsmolt. Imidlertid vil vanddekt areal bli mindre enn før Aurotbyggingen, og dermed vil også smoltproduksjonen bli mindre. Årlig produksjon av laksesmolt økes fra nesten null til omtrent halvparten av historisk produksjon. Dette kan kvantifiseres til ca. 4 500 – 9 000 laksesmolt pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir det 90-180 oppvandrende gytelaks. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjørret og noe innlandsørret.</p>
	(iii)	Tiltak som forslås ekskludert som grunnlag for Godt økologisk potensial	Ingen
	(iv)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Det vil bli etablert en kontinuerlig vannstreng nesten helt opp til Aurstaupet, men på grunn av redusert vannføring vil vanddekt areal vil bli betydelig mindre enn før utbygging. • På dette arealet vil det etableres en naturlig vannflora og bunnfauna. Anadrome laksefisk skal kunne vandre nesten helt opp til Aurstaupet, som var det opprinnelige stoppestedet for laksen. • Smoltproduksjonen ventes å bli omtrent halvparten av opprinnelig produksjon, kvantifisert til 4 500 – 9 000 laksesmolt pr. år. Med 2 % tilbakevandring gir dette 90 - 180 gytelaks tilbake til vassdraget. Dessuten forventes en betydelig produksjon av sjørret og noe innlandsørret.

3.2.4 Eikesdalsvatnet

Kort beskrivelse

Eikesdalsvatnet er næringsfattig, og det finnes laks, anadrom og stasjonær ørret, røye, ål og trepigget stingsild. Før Aurautbyggingen ble det tatt betydelige mengder laks og sjørret i vatnet, i tillegg til innlandsfisk, men kvantumet er usikkert. Aurautbyggingen og Takrenneoverføringen synes å ha ført til nærmere 100 % nedgang i laksefangstene i øvre del av Eikesdalsvatnet. I nedre delen kan det fremdeles fanges laks. Nedgangen i fangstene av sjørret i Eikesdalsvatnet var mindre markert etter de to første utbyggingene enn for laksen. De fiskerisakkyndige konkluderte med at de to første reguleringene ikke hadde ført til negative virkninger for innlandsfisken. Eikesdalsvatnet ble prøvefisket i 1974 og 1994. Ved begge undersøkelsene var både innlandsørret og røye overbefolket med dårlig kvalitet, spesielt røya. Mesteparten av fisken var dessuten sterkt befengt med parasittiske bendelorm (Jensen & Johnsen 2005).

Vanntemperatur, zooplankton og bunndyr ble ikke undersøkt før regulering, og dette gjør klassifiseringen av innsjøen vanskelig.

Klassifisering

I **tabell 3.4** er Eikesdalsvatnet klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at innsjøen gjennom trinn 1-6 blir foreløpig klassifisert som sterkt modifisert. Men det finnes avbøtende tiltak som gjør at innsjøen likevel ikke kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst. Alle økologiske kvalitetselementer med unntak av laksevandring gjennom systemet vurderes per i dag å tilsvare typespesifikk tilstand. Gjennom reetablering av en laksebestand i Aura vil god økologisk tilstand oppnås. Siden tiltakene som er nødvendig er vurdert til ikke å være til vesentlig hinder for bruk (se underkapittel Aura), kan ikke Eikesdalsvatnet klassifiseres som en sterkt modifisert vannforekomst. Miljømålet er derfor "God økologisk tilstand".

Mulige avbøtende tiltak

Tiltak må sees i sammenheng med foreslåtte tiltak i Aura.

Tabell 3.4. Vannforekomst Eikesdalsvatnet

Trinn 1	Type vannforekomst:	Innsjø / magasin
Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten?¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	Sterkt redusert vanngjennomstrømming.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftproduksjon
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret?²	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	Vanngjennomstrømmingen gjennom vatnet er redusert med ca. 75 %. Isforhold og vanntemperatur er trolig endret, men data mangler.
	Beskrivelse av økologiske effekter	Redusert fangst av anadrom fisk, spesielt laks, og spesielt i øvre del av vatnet.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn 6

Trinn 6	Er årsak til hydromorfologiske endringer fysisk bruk og dermed foreløpig klassifisert som SMVF¹?	Ja
----------------	--	----

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 7

Trinn 7	Beskrivelse av god økologisk tilstand i vannforekomsten som definert ut fra vannforvaltningsforskriften vedlegg V	Invertebratfauna og akvatisk flora viser små endringer sammenlignet med en sammenlignbar innsjø uten menneskelig påvirkning (typespesifikk vannforekomst). Ingen eller små vannstandsendringer sammenlignet med tilsvarende innsjø uten menneskelig påvirkning. Det er små endringer i fiskefauna (artssammensetning og mengde) sammenlignet med typespesifikk vannforekomst.
	Avbøtende tiltak som muliggjør god økologisk tilstand, rangert etter kostnad	Både invertebratfauna og akvatisk flora vurderes som tilsvarende en typespesifikk innsjø. Innlandsfisk og sannsynligvis også invertebratfauna og akvatisk flora er vurdert å ikke være betydelig påvirket av regulering. Vandring av laks og sjøørret gjennom systemet er imidlertid redusert som følge av bortfall av produksjon i Aura. Avbøtende tiltak vurderes i forhold til å reetablere en laksebestand i Aura (for detaljert beskrivelse se kapittel 3.2.3). Vannslipp i Aura, alternativ 1: Minstevannføring som ikke kombineres med fysiske tiltak. Forslag til minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007). Vannslipp i Aura, alternativ 2: Minstevannføring i kombinasjon med fysiske tiltak. Forslag til minstevannføring er gitt av Jensen & Johnsen (2007). De foreslåtte fysiske tiltakene er: <ul style="list-style-type: none"> • Graving av djupål i deler av elva ovenfor Litlevatnet. • Bygging av fisketrapper nedenfor Litlevatnet. Det bør i en periode settes ut laksyngel for å bygge opp laksebestanden i elva. Videre bør det fortsatt settes ut laksesmolt i Aura for å kompensere for tapt naturlig produksjon.
	Negative effekter av tiltak på bruken	Tap av kraftproduksjon
	Negative effekter av tiltak på miljøet generelt	Nei
	Samlet vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Gjennom reetablering av en laksebestand i Aura vil vannforekomsten ha verdier av biologiske kvalitetselementer som antas å være svært nærme typespesifikke kriterier. Eikesdalsvatnet forventes derfor å oppnå god økologisk tilstand dersom de nevnte avbøtende tiltak realiseres. Overnevnte avbøtende tiltak vurderes ikke å være til vesentlig hinder for bruk av vannforekomsten (se underkapittel Aura).

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 8

Trinn 8	Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet¹?	<i>Ikke relevant.</i>
----------------	--	-----------------------

¹Hvis nei går prosessen videre til trinn 9 og vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert

Trinn 9	Endelig klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst?	<i>Nei</i>
----------------	--	------------

3.2.5 Eira

Kort beskrivelse

Eira var fra gammelt av ei av Norges mest kjente lakseelver, ikke fordi utbyttet var så stort, men på grunn av sin storvokste laksestamme. Gjennomsnittlig fiskestørrelse var 10-14 kg de siste årene før Aurautbyggingen i 1953.

Den offisielle laksestatistikken går tilbake til 1876, men statistikken er upålitelig. Statistikken opererer med høyere fangster av laks etter Aurautbyggingen og Takrenneoverføringen, enn før. Gjennomsnittlig utbytte for perioden 1924-1953 (før Aurautbyggingen) var oppgitt til 1 435 kg laks og sjørret. I periodene 1953-1962 (Aurautbyggingen) og 1965-1975 (Takrenneoverføringen) var gjennomsnittet henholdsvis 1 821 kg og 2 174 kg, som tilsvarer 127 % og 152 % av fangstene før 1953. Til tross for at fangstene i Eira var høyere enn tidligere, så viste det seg at fangstene hadde økt betydelig mer i elver i nærheten. Jensen (1979) mente at på tross av årlige utsetninger av betydelige mengder smolt, så hadde ikke Eira hatt så stor økning i utbytte som i elver i nærheten, og mente at dette var en negativ effekt av kraftutbyggingene. Til sammenlikning ble det ifølge Norges offisielle statistikk i siste tiårsperiode (1995-2004) i gjennomsnitt fanget 1 007 kg laks og 1 136 kg sjørret i Eira.

Størrelsen på laksen har avtatt suksessivt etter hver utbygging, fra et gjennomsnitt på 10-14 kg før første utbygging til under 5 kg i dag. Det er ikke funnet endringer i sjøfiskeriene som kan forklare nedgangen, og den må ses i sammenheng med utbyggingene i vassdraget. Bare vill laks er inkludert i tallene siden innsamlingen av skjellprøver kom i gang i 1987.

Klassifisering av Eira

I **tabell 3.5** er Eira klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at elva kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst.

Mulige avbøtende tiltak

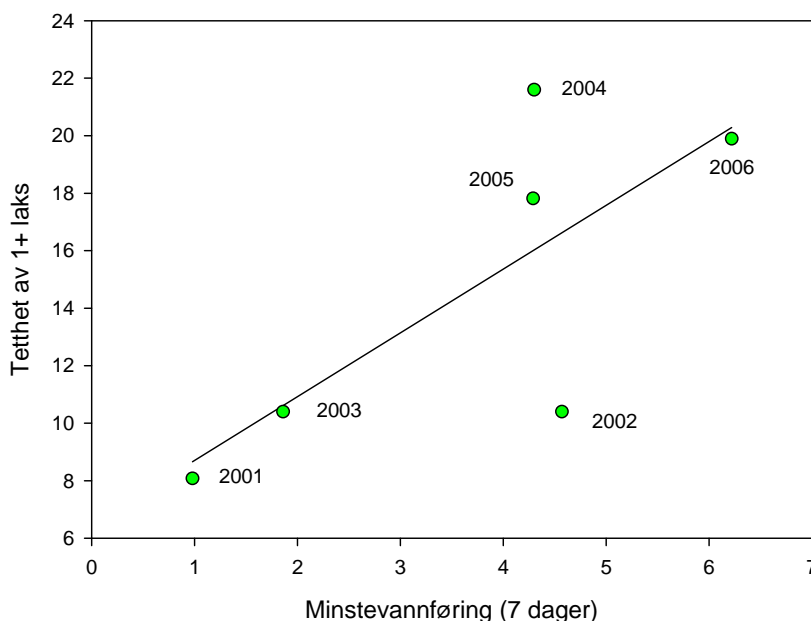
Følgende tiltak vurderes som gjennomførbare og danner grunnlag for å oppnå miljømålet (**tabell 3.5**):

- *Utsetting av laksesmolt*
- *Vannslipp i Aura om vinteren*
- *Vannslipp i Aura i smoltens utvandningsperiode*
- *Vannslipp i Aura i laksens oppvandningsperiode*
- *Habitatforbedrende tiltak med formål å øke skjulmuligheter for fisk*
- *Restaurering av sidebekker*

Utsetting av laksesmolt. Dagens pålegg om utsetting av laksesmolt for å erstatte tapt naturlig smoltproduksjon er 50 000 pr. år for hele vassdraget. All smolt settes ut i Eira. Utsettingene bør videreføres i samme antall inntil det kan dokumenteres en stabil naturlig økt smoltproduksjon på grunn av de foreslåtte tiltak i vassdraget. Når dette er tilfelle, kan smoltutsettingene reduseres.

Vannslipp i Aura om vinteren. En minstevannføring om vinteren i Aura (se kapittel 3.2.3) vil også få positiv betydning for produksjonen av ungfisk og smolt i Eira. NINA har funnet en positiv sammenheng mellom minimumsvannføringen i Eira om vinteren (målt som laveste 7-dagers periode) og tetthet av ettårs laksunger påfølgende sommer (**figur 3.2**). Liknende forhold er påvist i Orkla (Hvidsten et al. 2004) og i flere canadiske elver (Gibson & Myers 1988, Canjuk et al. 1998). Dette viser at økende minimumsvannføring om vinteren gir økt produksjon av ungfisk. **Figur 3.2** antyder at tettheten av ettårige laksunger i Eira øker med ca. 2 individer pr. 100 m², eller ca. 15 %, dersom vannføringen i den tørreste perioden av vinteren øker med 1 m³/s.

Vannslipp i Aura i smoltens utvandningsperiode. Et aktuelt tiltak i Aura er å sikre en minstevannføring på 15 m³/s under smoltutvandringen de tre siste ukene av mai (se kapittel 3.2.3). Økt vannføring når smolten vandrer ut i sjøen vil ha positiv betydning for fiskens overlevelse i sjøen. Jensen et al. (2007) har påvist en positiv sammenheng mellom vannføringen i Eira i mai og årsklassesstyrke hos voksen laks. Slipp av vann i Aura i mai vil altså ha positiv betydning for overlevelse hos all smolt som vandrer ut fra vassdraget.



Figur 3.2. Sammenhengen mellom minstevannføringen i Eira om vinteren, beskrevet som minste sammenhengende sjudagersperiode, og tettheten av ettårige laksunger i Eira i årene 2001-2006.

Vannslipp i Aura i laksens oppvandringsperiode. Å slippe vann i Aura i oppvandringstida for laks og sjøørret har også betydning for oppvandring og fangst av disse to artene i Eira.

Habitatforbedrende tiltak med formål å øke skjulmuligheter for ungfisk. Elvebotnen i Eira, spesielt i nedre del, synes å ha fått langt mer finsubstrat etter regulering, noe som trolig skyldes redusert vannføring og økt sedimentasjon. Dette har redusert skjulmulighetene for ungfisk. Det har vært gjort forsøk med harving i Eira for å løfte opp stein fra grusen, og dermed lage skjul. Dette virket godt på eldre laksunger de første to årene, men effekten har senere avtatt (Jensen et al. 2007). Harving må derfor gjentas med noen års mellomrom for å ha langvarig effekt. Et alternativ er steinsetting av de områdene av elva som er mest berørt av sedimenteringen.

Restaurering av sidebekker. Enkelte sidebekker er eller har vært viktige gyte- og oppvekstområder, spesielt for ørret. Sidebekker som har fått redusert produksjon bør restaureres. I "Driftsplan for Aura – Eira vassdraget 2002 – 2007" er det gitt en oversikt over hvilke sidebekker som er aktuelle.

Maksimalt økologisk potensial for Eira (trinn 10)

Det er mulig å oppnå noe økt vanngjennomstrømming og noe økning av vanddekt areal i forhold til dagens situasjon. Dette vil gi økt tetthet av ungfisk og økt produksjon av lakse- og sjøørretsmolt. Økt smoltproduksjon vil gi flere voksne fisk tilbake til elva. I og med at dødeligheten av laks og sjøørret antas å være tetthetsuavhengig i sjøen, bør det bli en tilsvarende økning i tilbakevandrende fisk. Det er vanskelig å tallfeste økningen, men tetthet av ungfisk og smoltproduksjon bør kunne økes med ca. 30-40 % i forhold til i dag. I årene 2001-2006 ble antallet utvandrende laksesmolt fra vassdraget estimert til 14 192 - 20 675 individ (Jensen et al. 2007).

Godt økologisk potensial vurdert ut fra original metodikk (trinn 11, original metodikk)

Godt økologisk potensial defineres som små endringer i biologiske kvalitetselementer og hydro-morfologiske forhold sammenliknet med maksimalt økologisk potensial. Ut fra original metodikk kan dette f. eks. utgjøre en økning i produksjon av laksesmolt på 20-30 % i forhold til i dag. Tallet er imidlertid usikkert. Tiltakene som kreves for å oppnå godt økologisk potensial slik som definert ovenfor blir i hovedtrekk de samme som er listet ovenfor, men kanskje med noe mindre krav til hvert enkelt tiltak.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra alternativ metodikk (trinn 11, alternativ metodikk)

Tiltakene som kreves for å oppnå maksimalt økologisk potensial, rangert etter effekt, er listet opp i **tabell 3.5**. Ingen av disse tiltakene ventes å gi bare minimale økologiske virkninger. Å restaurere sidebekker kan ha merkbar effekt på sjørretbestanden. Tiltaket er billig i forhold til de øvrige tiltakene. Derfor bør dette tiltaket også inkluderes, til tross for at det er lavest rangert. Dette gjør at godt økologisk potensial ved den alternative metodikken blir det samme som maksimalt økologisk potensial.

Tabell 3.5. Vannforekomst Eira

Trinn 1	Type vannforekomst:	Elv
----------------	----------------------------	-----

Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei
----------------	--	-----

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten?¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	Bortføring av vann fra nedbørsfeltet.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftproduksjon
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret?²	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	Nedbørsfelt redusert fra 1085 km ² til 316 km ² . Årlig middelavløp redusert fra 40,7 m ³ /s til 17,3 m ³ /s, dvs. med 58 %. Redusert variasjon i vannføring og reduserte flomtopper. Redusert vannhastighet i mange dype kulper. Noe redusert vanndekt areal. Økt sedimentering, sannsynligvis som følge av reduksjon i flomtopper.
	Beskrivelse av økologiske effekter	Noe redusert smoltproduksjon, sannsynligvis som følge av redusert vanndekt areal, økt sedimentering og finere bunnsubstrat og redusert minimumsvannføring om vinteren. Redusert størrelse på tilbakevandrende laks.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn 6

Trinn 6	Er årsak til hydromorfologiske endringer fysisk bruk og dermed foreløpig klassifisert som SMVF¹?	<i>Ja</i>
----------------	--	-----------

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 7

Trinn 7	Beskrivelse av god økologisk tilstand i vannforekomsten som definert ut fra vannforvaltningsforskriften vedlegg V	Produksjon av laksesmolt tilsvarende antatt produksjon i elva før regulering (4-6 smolt per 100 m ²). Dette antas å tilsvare en "uberørt tilstand" eller høy økologisk status. Siden det er mangelfull informasjon om resten av økosystemet før regulering, brukes her laksebestanden som indikator for økologisk tilstand. Antatt produksjon av laksesmolt i elva før regulering var noe høyere enn dagens (2,8 – 4,1 smolt per 100 m ²). Laksestørrelsen var 10-14 kg.
	Avbøtende tiltak som muliggjør god økologisk tilstand, rangert etter kostnad	Betydelig økt vannføring i elva.
	Negative effekter av tiltak på bruken	Tap av kraftproduksjon.
	Negative effekter av tiltak på miljøet generelt	Nei (her er ikke konsekvenser ved erstatning av strøm fra vannkraft med andre energikilder vurdert).
	Samlet vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak som er av et slikt omfang at det vil ha en stor innvirkning på bruken av vannforekomsten.

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 8

Trinn 8	Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet¹?	<i>Nei</i>
----------------	--	------------

¹Hvis nei går prosessen videre til trinn 9 og vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert

Trinn 9	Endelig klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst?	<i>Ja</i>
----------------	--	-----------

Trinn 10	(i)	Kvalitetselement MØP skal vurderes ut fra¹	Ved klassifisering av ei elv er sammensetning og mengde av akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr og sammensetning, og mengde og aldersstruktur for fiskefauna de biologiske kvalitetselementene som skal vurderes. Av mangel på andre data må Eira først og fremst klassifiseres ut fra anadrome laksefisk, spesielt laks.
	(ii)	Beskriv tiltak som ikke har vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten	<ul style="list-style-type: none"> • Utsetting av laksesmolt. • Vannslipp i Aura om vinteren. • Vannslipp i Aura i smoltens utvandringsperiode. • Vannslipp i Aura i laksens oppvandringsperiode. • Habitatforbedrende tiltak med formål å øke skjulmuligheter for fisk. • Restaurering av sidebekker.
	(iii)	a) Effekt av tiltak på hydromorfologiske kvalitetselementer	Noe økt vanngjennomstrømming og noe økning av vanndekt areal.
		b) Effekt av tiltak på fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Ingen.
		c) Effekt av tiltak på biologiske kvalitetselementer	Økt tetthet av ungfisk og økt produksjon av lakse- og sjøørretsmolt. Økt gytefiskbestand. Vi antyder en økning på ca. 30-40 % i forhold til i dag.
(iv)	Maksimalt økologisk potensial: samlet beskrivelse av tilstand til biologiske kvalitetselementer	<ul style="list-style-type: none"> • Noe økt vanngjennomstrømming og noe økning av vanndekt areal i forhold til dagens situasjon. • Økt tetthet av ungfisk og økt produksjon av lakse- og sjøørretsmolt. Økt gytefiskbestand. Vi antyder en økning på ca. 30-40 % i forhold til i dag. 	

¹Fra vedlegg V i vannforvaltningsforskriften.

Trinn 11 (original metodik)	(i)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	Noe økt vanngjennomstrømming og noe økning av vanddekt areal i forhold til dagens situasjon. Økt tetthet av ungfisk og økt produksjon av lakse- og sjøørretsmolt. Økt gytefiskbestand. Vi antyder en økning på ca. 20-30 % i forhold til i dag.
	(ii)	Beskriv tiltak nødvendig for å oppnå godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Utsetting av laksesmolt. • Vannslipp i Aura om vinteren. • Vannslipp i Aura i smoltens utvandningsperiode. • Vannslipp i Aura i laksens oppvandningsperiode. • Habitatforbedrende tiltak med formål å øke skjulmuligheter for fisk. • Restaurering av sidebekker.
Trinn 11 (alternativ metodik)	(i)	Tiltak nødvendig for å oppnå maksimalt økologisk potensial fra punkt 10, rangert etter effekt	<ul style="list-style-type: none"> • Utsetting av laksesmolt. • Vannslipp i Aura om vinteren. • Habitatforbedrende tiltak med formål å øke skjulmuligheter for fisk. • Vannslipp i Aura i smoltens utvandningsperiode. • Vannslipp i Aura i laksens oppvandningsperiode. • Restaurering av sidebekker.
	(ii)	Forventet effekt på økologisk potensial	Økt tetthet av ungfisk og økt produksjon av lakse- og sjøørretsmolt. Økt gytefiskbestand. Vi antyder en økning på ca. 30-40 % i forhold til i dag.
	(iii)	Tiltak som forslås ekskludert som grunnlag for Godt økologisk potensial	Ingen.
	(iv)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Noe økt vanngjennomstrømming og noe økning av vanddekt areal i forhold til dagens situasjon. • Økt tetthet av ungfisk og økt produksjon av lakse- og sjøørretsmolt. Økt gytefiskbestand. Vi antyder en økning på ca. 30-40 % i forhold til i dag.

3.2.6 Litledalselva

Kort beskrivelse

Litledalselva har et naturlig nedslagsfelt på ca. 377 km², hvorav ca. 200 km² ble fraført Holbuvatn i forbindelse med Aurutbyggingen. Dette gjorde at vannføringen ble vesentlig redusert. Midlere vannføring etter regulering er 1,21 m³/s.

Laks og sjørret kan gå ca. 10 km opp i vassdraget. Ifølge Jensen (1968) var Litledalselva tidligere kjent som en meget god sportsfiskeelv. Den omtales fortsatt i 1968 som en god sportsfiskeelv med bestand av sjørret av meget god kvalitet (Jensen 1968). Hvor store fangstene var før Aurutbyggingen vites ikke, for elva var ikke blant de vel 200 vassdragene som er omtalt i den første utgaven av Norges offisielle statistikk, som omfattet perioden 1876-1968 (Anon. 1970).

Ifølge Norges offisielle statistikk blir det nå vesentlig fanget sjørret i Litledalselva, og lite laks. *Gyrodactylus salaris* ble påvist første gang i Litledalselva i juli 1981, og tetthetene av laksunger er svært lave (Johnsen et al. 1999). På grunn av infeksjonen av *G. salaris* var laksen fredet i perioden 1989-1993. I gjennomsnitt for de fem årene 2000-2004 ble det tatt 131 kg laks og 679 kg sjørret i Litledalselva.

Vi har generelt lite kunnskap om økologiske forhold i Litledalselva, og forekomsten av parasitten *G. salaris* på laksungene i elva kompliserer bildet ytterligere. Parasitten må imidlertid ses på som et midlertidig problem, i og med at det foreligger en handlingsplan fra myndighetene om at parasitten skal fjernes fra vassdraget. Det er ingen sammenheng mellom kraftutbyggingen og forekomsten av parasitten i vassdraget. Derfor er det ikke naturlig å se på bekjempelsen av parasitten som et avbøtende tiltak i denne sammenhengen.

Klassifisering av Litledalselva

I **tabell 3.6** er Litledalselva klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at elva kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst.

Mulige avbøtende tiltak

Følgende tiltak vurderes som gjennomførbare og danner grunnlag for å oppnå miljømålet (**tabell 3.6**):

- Habitatforbedrende tiltak for å øke naturlig rekruttering av ungfisk.
- Gitter foran utløpskanalen fra kraftstasjonen for å unngå at laks og sjørret går inn dit i stedet for oppover elva.

Det kan også være aktuelt med en minstevannføring i elva, men vi har ikke grunnlag for å foreslå størrelse og regime på vannføringen, og eventuelt hvilken effekt den vil kunne ha for fauna og flora.

Maksimalt økologisk potensial for Litledalselva (trinn 10)

Uten *G. salaris* i vassdraget, og med de foreslåtte tiltakene gjennomført, ventes det å bli bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. Det vil fremdeles bli vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra original metodikk (trinn 11, original metodikk)

Det ventes å bli bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. Det vil fremdeles bli vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder. I og med at vi mangler detaljert kunnskap om fiskebestandene i vassdraget, er det vanskelig å skille mellom maksimalt økologisk potensial og godt økologisk potensial.

Godt økologisk potensial vurdert ut fra alternativ metodikk (trinn 11, alternativ metodikk)

Det ventes å bli bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. Det vil fremdeles bli vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder. I og med at vi mangler detaljert kunnskap om fiskebestandene i vassdraget, er det vanskelig å skille mellom maksimalt økologisk potensial og godt økologisk potensial.

Tabell 3. 6. Vannforekomst Litledalselva

Trinn 1	Type vannforekomst:	Elv
Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten?¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	Sterkt redusert vannføring, idet mer enn halve nedslagsfeltet er fjernet fra elva ved Holbuvatnet og ført i tunnel ned til kraftstasjon som har utløpet like ovenfor utløpet av Litledalselva i sjøen.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftutbygging
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret?²	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	Sterkt redusert vannføring. Redusert vannhastighet.
	Beskrivelse av økologiske effekter	Redusert produksjon av ungfisk av laks, sjørret og innlandsørret. Vanskeligere for vandrende fisk å komme opp til øvre del av elva. Effekten er vanskelig å kvantifisere på grunn av at parasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> finnes i elva. Effekter på vannfauna og bunndyr er ukjent.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Sterkt redusert vannføring. Redusert vannhastighet. Redusert produksjon av ungfisk av laks, sjørret og innlandsørret. Vanskeligere for vandrende fisk å komme opp til øvre del av elva. Effekten er vanskelig å kvantifisere på grunn av at parasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> finnes i elva. Effekter på vannfauna og bunndyr er ukjent.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn 6

Trinn 6	Er årsak til hydromorfologiske endringer fysisk bruk og dermed foreløpig klassifisert som SMVF¹?	Ja
----------------	--	----

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 7

Trinn 7	Beskrivelse av god økologisk tilstand i vannforekomsten som definert ut fra vannforvaltningsforskriften vedlegg V	Laks og sjørørret kan vandre ca. 10 km oppover i elva. God sportsfiskeelv, spesielt for sjørørret.
	Avbøtende tiltak som muliggjør god økologisk tilstand, rangert etter kostnad	Betydelig vannslipp.
	Negative effekter av tiltak på bruk	Tapt kraftproduksjon.
	Negative effekter av tiltak på miljøet generelt	Ingen
	Samlet vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Vannforekomsten kan ikke oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep uten avbøtende tiltak som er av et slikt omfang at det vil ha en stor innvirkning på bruken av vannforekomsten.

¹Hvis ja går prosessen videre til trinn 8

Trinn 8	Kan formålet med bruk av vannforekomsten erstattes med annen aktivitet¹?	<i>Nei (her er ikke konsekvenser ved erstatning av strøm fra vannkraft med andre energikilder vurdert).</i>
----------------	--	---

¹Hvis nei går prosessen videre til trinn 9 og vannforekomsten klassifiseres som sterkt modifisert

Trinn 9	Endelig klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst?	<i>Ja</i>
----------------	--	-----------

Trinn 10	(i)	Kvalitetsэлеment MØP skal vurderes ut fra¹	Ved klassifisering av ei elv er sammensetning og mengde av akvatisk flora, bunnlevende virvelløse dyr og sammensetning, og mengde og aldersstruktur for fiskefauna de biologiske kvalitetsэлеmentene som skal vurderes. Av mangel på andre data må Litledalselva først og fremst klassifiseres ut fra anadrome laksefisk.
	(ii)	Beskriv tiltak som ikke har vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten	Habitatforbedrende tiltak. Gitter foran utløpskanalen fra kraftstasjonen.
	(iii)	a) Effekt av tiltak på hydromorfologiske kvalitetsэлеmenter	Små endringer.
		b) Effekt av tiltak på fysisk-kjemiske kvalitetsэлеmenter	Ingen.

		c) Effekt av tiltak på biologiske kvalitetselementer	Bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. Fremdeles vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder.
	(iv)	Maksimalt økologisk potensial: samlet beskrivelse av tilstand til biologiske kvalitetselementer	<ul style="list-style-type: none"> • Små endringer i hydromorfologiske kvalitetselementer. • Bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. • Fremdeles vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder.

¹Fra vedlegg V i vannforvaltningsforskriften.

Trinn 11 (original metodikk)	(i)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Små endringer i hydromorfologiske kvalitetselementer. • Bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. • Fremdeles vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder.
	(ii)	Beskriv tiltak nødvendig for å oppnå godt økologisk potensial	Habitatforbedrende tiltak. Gitter foran utløpskanalen fra kraftstasjonen.

Trinn 11 (alternativ metodikk)	(i)	Tiltak nødvendig for å oppnå maksimalt økologisk potensial fra punkt 10, rangert etter effekt	Habitatforbedrende tiltak. Gitter foran utløpskanalen fra kraftstasjonen.
	(ii)	Forventet effekt på økologisk potensial	Bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. Fremdeles vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder.
	(iii)	Tiltak som forslås ekskludert som grunnlag for Godt økologisk potensial	Ingen.
	(iv)	Samlet beskrivelse av biologisk tilstand ved godt økologisk potensial	<ul style="list-style-type: none"> • Små endringer i hydromorfologiske kvalitetselementer. • Bedre skjul for ungfisk, og dermed en økning i tettheten av ungfisk. • Fremdeles vanskelig for gytefisk å vandre opp til øverste del av elva, unntatt i flomperioder.

3.2.7 Eresfjorden og indre del av Langfjorden

Kort beskrivelse

Eresfjorden og indre del av Langfjord tilhører Romsdalsfjordens indre system. Eresfjorden er 10 km lang, 2 km brei og med et maksimalt dyp på 113 m. Elven Eira har i den indre delen av fjorden sitt utløp med et årlig middelsavløp på 17,3 m³/s. Dette avløp er betydelig redusert etter Aurlautbyggingen (1953), Takrenneoverføringen (1962) og Gryttenutbyggingen (1975). Før første utbygging var avløpet 40,7 m³/s. Saltholdigheten i fjorden er høy det meste av året og øker mot fjordens munning. I mai er det målt en saltholdighet på over 30 ‰ på alle dybder, mens det i juni hadde sunket til under 23 ‰ i den indre delen (Sivertsgård et al. 2007). Vanntemperaturen er målt til omtrent 7 °C i de øverste 5 m i mai og økt til 10-14 °C i juni og 16 °C i juli 2007 (Sivertsgård et al. 2007). Forskjellen mellom flo og fjære er 1,6 m.

Klassifisering

I **tabell 3.7** er Eresfjorden og indre del av Langfjorden klassifisert i henhold til flytskjemaet i **figur 2.1**, og konklusjonen er at kystvannet ikke kommer under kategorien sterkt modifisert vannforekomst. En minsket ferskvannsavrenning vil sannsynligvis medføre en rikere endret fauna og flora der flere marine arter vil vokse grunnere. Mindre ferskvannstilførsel kan og gi økt planktonvekst. Et tynnere ferskvannskikt vil sannsynligvis ikke påvirke vandrende laksesmolt. Da sirkulasjonen i fjorden i hovedsak er vind- og tidevannskontrollert vil den ikke påvirkes av redusert ferskvannsavløp. Kunnskapsgrunnlaget om systemet er imidlertid lite. Klassifisering av vannforekomsten som ikke sterkt modifisert er derfor i hovedsak basert på ekspertvurdering.

Tabell 3.7. Vannforekomst Eresfjorden og indre del av Langfjorden

Trinn 1	Type vannforekomst:	Kystvann
----------------	----------------------------	----------

Trinn 2	Er vannforekomsten kunstig¹:	Nei
----------------	--	-----

¹Hvis ja går vannforekomsten videre til trinn 8

Trinn 3	Er det menneskeskapte hydromorfologiske endringer i vannforekomsten?¹:	Ja
	Hvis ja, beskrivelse av tekniske inngrep:	Betydelig redusert ferskvannutløp fra Auravassdraget.
	Beskriv formål med inngrep:	Kraftproduksjon
	Er vannføring, vannhastighet, vannkvalitet, vannstand, sedimentføring, ruhet, kant eller bunnvegetasjon endret?²	Ja

¹Hvis nei er miljømål GØT og videre beslutningsprosess avsluttes. ²Hvis en av overliggende faktorer er endret går vannforekomsten videre til trinn 4 og 5.

Trinn 4 og 5	Beskrivelse av hydromorfologiske endringer	Årlig middelavløp fra Auravassdraget er redusert fra 40,7 m ³ /s til 17,3 m ³ /s.
	Beskrivelse av økologiske effekter	Redusert ferskvannstilførsel. Tynnere brakkvannssjikt i fjorden.
	Samla vurdering om inngrepet forhindrer at vannforekomsten kan oppnå god økologisk tilstand basert på faglig økologisk skjønn¹:	Inngrepet forhindrer sannsynligvis ikke vannforekomsten i å oppnå god økologisk tilstand.

¹Hvis vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand med nåværende inngrep går prosessen videre til trinn

3.3 Regneeksempel på vurderinger av uforholdsmessighet i netto tiltakskostnader i Auravassdraget

Langsiktige effekter av de tre reguleringene på laks og sjørørret i Eira er vanskelige å skille fra hverandre. Det er derfor begrenset nytte i finoppløsning av simuleringer med Vansimtap. Type-scenarier kan likevel være av relevans for bestemmelse av miljømål og tiltakspakker. I dette avsnittet vurderer vi noen typescenarier med et enkelt regneeksempel for Aura. **Tabell 3.8** illustrerer mulige kostnader og nytte av vannbruk ved de ulike vannførings-scenariene for Aura vurdert tidligere i denne rapporten:

- Kostnad krafttap ved minstevannføring
- Kostnad fysiske tiltak
- Marginalkostnader for CO₂ utslipp av el-kraft som erstatter tapt vannkraft.
- Betalingsvillighet for lakseførende elv.

Vi har brukt følgende antakelser for å få en idé om størrelsesorden på kostnadene og nytte ved tiltak:

Kostnad krafttap ved minstevannføring

Tallene er hentet fra Vansimtap kjøring (S. Skau, NVE), Vedlegg til denne rapport. Kalkulasjonspris 38,1 øre/kWh er beregnet basert på metoden i Jensen et al. (2003) og en kraftpris på 30 øre/kWh (som i Vedlegget).

NB! Vi har ikke hatt anledning til å vurdere produksjonspotensialet til ulike alternativer for kraftverk i Eikesdalen som utnytter minstevannspåslipp fra Takrenna. Produksjonspotensialet ved å utnytte minstevannspåslipp fra Takrenna er tilstede, men utbyggingskostnadene/kWh kan være større enn kostnadene ved tapt kraftproduksjon pluss klimakostnader når minstevannspåslippet tas fra Aursjømagasinet. For eksempel, et potensielt kraftverk ved Breimåga som utnytter en eventuell minstevannslipping fra bekkeinntaket fra Breimåga i fallet ned til Finset har en beregnet utbyggingskostnad på 1 NOK/kWh¹. Vi understreker at dette er foreløpige tall fra bare ett av flere alternativer for utnytting av minstevannspåslipp.

Kostnad fysiske tiltak

Dette er ikke tatt med i **tabell 3.8** da kostnadene for å grave en djupål og en fisketrapp er små i forhold til de andre verdiene som oppføres. Graving av en djupål er estimert til om lag 2 millioner kroner ved en pris på graving på 45 kr/m³ og en antagelse om 45 000 m³ masse for en strekning på 3 km. Ei fisketrapp ved Litlevatnet på 100 m lengde sprengt i fjell er beregnet til 1,2 millioner kroner, ved antagelse om en pris på 12 000 kr/m. Det går frem av kraftkostnadene i **tabell 3.8** at selv om disse kostnadene skulle være årlige ville det lønne seg å gjennomføre dem i forhold til de 10 m³/s ekstra i vannføring som behøves uten fysiske tiltak.

Marginalkostnader for CO₂ utslipp av el-kraft som erstatter tapt vannkraft

Antar vi at det ikke finnes ledig kapasitet eller uutnyttet produksjonspotensial, vil reduksjoner i kraftproduksjon måtte dekkes inn av el-import, ofte med forhøyde CO₂ utslipp. I **tabell 3.8** har vi beregnet merkostnaden av CO₂ utslipp import av kraft på to måter: (1) CO₂ rensekostnader for et større gasskraftverk på lengre sikt til 5-10 øre/kWh og (2) SFTs anbefalte CO₂ kostnad på 300 kr/tonn i kombinasjon med et estimat for CO₂ utslipp i snitt importert kraft fra EU på 330 tonn/GWh, tilsvarende 12 øre/kWh.

Jensen et al. (2003) viser til en rekke skadeestimer for CO₂ og som gjør beregning av denne kostnaden svært usikker. I og med at dette er en problemstilling som vil dukke opp i hver enes-

¹Årsavrenning 32 mill. m³. Total produksjon/år 54 GWh, Sum utbyggingskostnader 52 millioner kroner. Energiequivallent 1,68 kWh/m³. Slukevne på 1,0 m³/s. Effekt 6,1 MW. Linjebygging utover tilknytning til eksisterende nett ikke inkludert. Beregninger av Sweco Grøner v/Magne Skog 20.04.2004. Prosjekt Breimåga kraftverk (1 side).

te vannkraftprosjekt som vurderes under Vanddirektivet anbefales det at en standard regnemåte for tiltaksvurdering brukes på tvers av prosjektene.

Betalingsvillighet for lakseførende elv

Betalingsvillighets-estimer per fiskedag i lakseførende elver, og per år per husstand for nye lakseførende elver er oppsummert i litteraturstudien. I **tabell 3.8** illustrerer vi problemstillingen med ulike antagelser for hvor stor økning i etterspørsel og betalingsvillighet økninger i vannføring kan medføre. Antagelsene er nødvendige fordi vi ikke har informasjon fra Aura om sammenhengen mellom vannføring og kvaliteten i laksebestand, og sammenhengen mellom laksebestanden og etterspørsel etter ulike typer fiske. Det er likevel mulig å gjøre noen kvalifiserte gjetninger basert på tall fra sammenlignbare vassdrag.

I Møre og Romsdal viser fangsstatistikk for Surna 4,9-9,7 tonn/år (2002-2006), og for Driva 4,9-10,8 tonn/år (2002-2006) (SSB). Fangsstatistikk for Aura før utbyggingen skal ha ligget på 4-6 tonn/år ifølge noen kilder (Jensen & Johnsen 2007). På grunn av sin geografiske nærhet til Stør-Trøndelag er Gaula og Stordalselva også mulige referanser for en overføring av estimer til en restaurering i Aura (vi har ikke betalingsvillighetsestimer per fiskedøgn fra elver i Møre og Romsdal). Nasjonal fiskestatistikk for Gaula (SSB) viser en fangst på 27,2-44,7 tonn i perioden 2002-2006. I Stordalselva varierte fangsten mellom 0,8-1,9 tonn/år i perioden 2002-2006 (Stordal Elveeigarlag). Dette er oppsummert i Tabell 5.

Tabell 3.7 Sammenligning av laksevassdrag for overføring av betalingsvillighets-estimer.

	Fiskedøgn*	Tonn/år **	År fangstdata	Kommentar
Møre og Romsdal				
Surna	33000	4,9-9,7	2002-06	NLV
Driva	17000	4,9-10,8	2002-06	NLV, gyro infisert
Ørstaelva	2600			
Bondalselva	1300			
Rauma	0			NLV, fredet, gyro infisert
Aura	0	4-6 ***	før 1953	Regulert
Sør-Trøndelag				
Stordalselva	5500	0,8-1,9****	1996-2001	
Gaula	53000	27,2-44,7	2002-06	NLV

Kilder: *Mørkved & Krokan (2000); **

http://www.ssb.no/emner/10/05/nos_laksogsjoaure/nos_d377/tab/tab9.html; *** Jensen & Johnsen (2007)

****Stordal Elveeigarlag. NLV= nasjonalt laksevassdrag.

Basert på lignende fangsstatistikk antar vi i **tabell 3.8** at Aura kan nå samme antall fiskedøgn som i Driva ved det høyeste vannførings-scenariene (uten fysiske tiltak). Driva er et nasjonalt laksevassdrag, men er i dag gyro-infisert - vi tror det er rimelig å anta at det er en etterspørsel i fylket etter ikke-infiserte lakse-elver med lignende fangstsannsynlighet. I dette tilfelle antar vi en betalingsvillighet per fiskedøgn som i bedre deler av Gaula (fra **tabell 2.4**). Ved lavere vannføring antar vi betalingsvillighet som for andre deler av Gaula/Stordalselva. Ved lavere vannførings-scenarier (med tiltak) antar vi at elven vil ha samme etterspørsel som Stordalselva i Sør Trøndelag. Alle estimatene er for bruksverdier av fiske alene.

Til slutt i **tabell 3.8** bruker vi betalingsvillighets-estimer fra Møre og Romsdal for åpning av ny lokal lakseelv ganget over antall husstander i Møre og Romsdal (fra **tabell 2.6**). Dette estimatet inkluderer opsjons og ikke-bruksverdier.

I kapittel 4 diskuterer vi noen konklusjoner fra dette regneksemplet.

Tabell 3.8. Sammenligning av scenarier for krafttap, CO₂ kostnader ved vannkrafttap, og for potensielle bruksverdier av laksefiske i Aura.

<i>Minstevann- føring (uke 29-35)</i>	<i>Krafttap Aura og Osbu k.v. (1)</i>	<i>Kostnad Krafttap Aura og Osbu k.v. (2)</i>	<i>CO2 kost- nad (kost- nad rensing gasskraft lang sikt) (2)</i>	<i>CO2 kostnad (SFT sats klima- kostnad ved kraftimport fra EU) (3)</i>	<i>Betalings- villighet lak- seførende elv (type Surna- sportsfiskere) (4)</i>	<i>Betalings- villighet lak- seførende elv (type Driva- sportsfiskere) (5)</i>	<i>Betalings- villighet lak- seførende elv (type Driva- fritidsfiskere) (6)</i>	<i>Betalings- villighet lak- seførende elv (type Stor- dalselva- fritidsfiskere) (7)</i>	<i>Betalings- villighet ny lakse- førende elv (Møre og Romsdal) (8)</i>
<i>m³/s</i>	<i>GWh/år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>	<i>Kr./år</i>
35	254.0	96 728 134	12 700 000	30 787 879	20 936 355	?	?	?	41 999 730
25	180.0	68 547 496	9 000 000	21 818 182	?	10 785 395	?	?	?
20	128.4	48 897 214	6 420 000	15 563 636	?	?	6 463 655	?	?
15	90.9	34 616 486	4 545 000	11 018 182	?	?		2 054 388	?

Kommentar: til sammenligning var gjennomsnittelig vannføring i Aura ved Litlevatnet i perioden 1931-53 på 40 m³/s, og i perioden 1975-2006 på 11 m³/s.

Kilder:

- (1) Vansimtap kjøring (S. Skau, NVE); Kalkulasjonspris 38,1 øre/kWh (basert på 30 øre/kWh kraftpris og metode i Jensen et al. 2003)
- (2) CO₂ renseskostnader gasskraftverk 5-10 øre/kWh, O. Boland (Gemini, http://www.ntnu.no/gemini/2002-04/15_24.htm)
- (3) SFT anbefalt CO₂ kostnad (Jensen et al. 2003) tilsvarende 12 øre/kWh; basert på CO₂ utslipp snitt importert kraft fra EU på 330 tonn/GWh (Grønn Hverdag)
- (4) Fiskedøgn=33000 som i Surna (Mørkved & Krokan 2000); betalingsvillighet=634 kr/fiskedøgn (deler av Gaula, Rolfsen 1991)
- (5) Fiskedøgn=17000 som i Driva (Mørkved & Krokan 2000); betalingsvillighet=634 kr/fiskedøgn (deler av Gaula, Rolfsen 1991)
- (6) Fiskedøgn=17000 som i Driva; betalingsvillighet=380 kr/fiskedøgn (Gaula ellers, Singsaas 1991)
- (7) Fiskedøgn=5500 som i Stordalselva (Stordal Elveigarlag); betalingsvillighet=374 kr/fiskedøgn (Stordalselva, Ulleberg 1988)
- (8) Husstander=101035 (SSB, 2006), betalingsvillighet=416 kr/år (basert på data i Toivonen et al. 2000)

4 Diskusjon

Vi har testet ut metodikk for endelig klassifisering av vannforekomster som sterkt modifisert og to alternative metoder for å fastsette miljømål i disse. Miljømålet er i begge tilfellene definert som økologisk tilstand i vannforekomsten etter at en tiltakspakke som ikke legger vesentlige hinder for bruken av vannforekomsten er gjennomført. Nedenfor sammenligner vi resultat av miljømål satt med ulike metoder og gir en oppsummering av erfaringer med prosessen fra og med endelig klassifisering. Foreløpig klassifisering er behandlet i Multiconsult (2004) og vil ikke bli vurdert nærmere her.

Generelt er vurderingen at den standardiserte og trinnvise beslutningsprosessen gir store fordeler med hensyn på etterprøvbarehet av vurderinger. Dette er spesielt viktig siden nærmere kvantifisering av forhold mellom miljøpåvirkning og økologisk tilstand oftest må basere seg på ekspertvurdering. Der hvor kvantitative modeller brukes for å estimere slike sammenhenger er tolkning av resultat og forutsetninger også nødvendig. Med dagens kunnskapsgrunnlag er overføringsverdi av slike modeller mellom vassdrag svært begrenset. Dette fører til at praktisk bruk av slike verktøy ofte kan være vanskelig å skille fra en subjektiv ekspertvurdering. Motforestillinger mot den presenterte trinnvise beslutningsprosessen er at denne kan være noe komplisert i praktisk forvaltningsbruk. En forenkling kan imidlertid gå på bekostning av gjennomslutthet og etterprøvbarehet og en standardisert og skjematisk gjennomgang av ulike trinn kan muligens avbøte dette noe. En slik skjematisk gjennomgang er benyttet i denne rapporten gjennom bruk av tabeller for ulike beslutningstrinn.

To alternativ for fastsettelse av miljømålet godt økologisk potensial ble også utprøvd. Det var ingen vesentlige forskjeller mellom tiltakspakker eller miljømål mellom disse. Hovedårsaken er at antall realistiske tiltak i eksempel-vassdraget er forholdsvis begrenset, slik at ulike vurderingsmåter ofte ender opp med noenlunde samme resultat. Den alternative metodikken har fordeler rent prosessmessig, da forskjellen mellom tiltak som legges til grunn for maksimalt og godt økologisk potensial kommer fram gjennom en utslingsprosess. Imidlertid er forskjellene mellom maksimalt og godt økologisk potensial gitt ved begge metodene små. Hovedårsaken til dette er at antallet gjennomførbare tiltak som oftest er begrenset. Legger vi til en relativt stor usikkerhet i fastsettelse av biologisk tilstand etter tiltak er det i praktisk bruk ingen reell forskjell mellom miljømålet maksimalt og god økologisk potensial. Dette er i første rekke et resultat av at årsaken til påvirkninger i prøvevassdraget er kraftregulering. Utvalget av tiltak er begrenset og omfatter i første rekke endringer i vannføringsregime. Dette er også den dominerende årsaken til at vassdrag blir klassifisert som sterkt modifisert under norske forhold. I europeisk sammenheng vil årsaker til klassifisering som SMVF være mer mangfoldig og antallet tiltak flere.

Vår tilnærming i fastsettelse av miljømål skiller seg ut fra det som tidligere er brukt i norske eksempel-vassdrag (Skarbøvik et al. 2006) ved at vi lar aktuelle tiltak bestemme miljømålet i stedet for å sette dette som et nærmere definert typespesifikt nivå. Hovedargumentet mot bruk av typespesifikke nivå er at dette ikke følger logisk av det grunnleggende prinsippet hvor tiltak kun skal gjennomføres dersom disse ikke er til vesentlig hinder for bruk. Hvilke miljømål som er realistisk oppnåelig er derfor, hvis dette prinsippet opprettholdes, uansett avhengig av hvilke tiltak som foreslås. Et annet argument mot bruk av typespesifikke nivå er at dette fjerner miljømål fra tiltak og gjør prosessen mindre oversiktlig. På samme måte som at typespesifikke nivå for god økologisk tilstand må tilpasses lokale forhold (klima, topografi, naturlige næringsforhold m.m.), vil også dette være tilfelle for økologisk potensial. Det vil for eksempel ikke være mulig å sette et miljømål på produksjon av fisk i et vannkraftmagasin som er uavhengig av temperaturforhold og lokale gytemuligheter. Vi anbefaler derfor ikke bruk av typespesifikke miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Miljømål basert på tiltakspakker har også fordeler rent prosessmessig og er mer realistisk sett i forhold til bakgrunnskunnskap som er nødvendig. Et problem med den foreslåtte metoden er at miljømål vil måtte nedjusteres ved seinere evalueringer hvis det viser seg at aktuelle tiltak ikke er tilstrekkelig til å oppnå dette. Miljømålet som referanseverdi kan derfor synes noe problematisk. Dette er imidlertid en logisk effekt av prinsippet om selektering av tiltak ut fra uforholdsmessig konsekvens på bruk.

4.1 Endelig klassifisering av vannforekomsten

Ved endelig klassifisering av vannforekomsten skal det vurderes om tiltak som gir god økologisk tilstand i vannforekomsten kan i verksettes uten at dette vil ha vesentlig negativ effekt på bruken av vannforekomsten. Et vesentlig punkt her er vurdering av god økologisk tilstand. Dette skal være en tilnærmet typespesifikk naturtilstand, altså økologiske forhold som ligner på forhold vannforekomsten har uten vesentlig menneskelig påvirkning. Vi har i denne sammenheng funnet det praktisk å bruke en vektning av ulike taksa sett i forhold til kunnskapsgrunnlag. Ofte er den eneste kunnskap vi har om tilstand i en vannforekomst før inngrep basert på fiskebestanden. Dette gjelder spesielt i vassdrag med anadrom laksefisk. Fiskepopulasjonen kan her være en anvendbar og effektiv indikator på økologisk tilstand. Av årsaker knyttet både til erfaringsgrunnlag og til metodikk er det for fisk også mulig å gjøre de beste kvalifiserte vurderinger om effekter av endringer i vannføring / vassdragsmorfologi. Det er imidlertid med dagens kunnskapsstatus usikkert om denne framgangsmåten er i tråd med vannforvaltningsforskriften siden det kan medføre at andre kvalitetselementer ikke blir detaljert vurdert. Det anbefales nærmere utredning om hvordan status på fiskepopulasjoner (spesielt laksefisk) kan brukes som mål på økologisk tilstand for andre kvalitetselementer før dette eventuelt blir brukt som standardmetodikk i forhold til vurdering av tiltak og miljømål.

Det er også et behov for avklaring på hvilke kostnader som skal vurderes på hvilket trinn og hvem som skal avgjøre hva en vesentlig negativ effekt på bruken er.

Guidance Document No. 4 (kapittel 8.1) gir følgende beskrivelse av hvilke kostnader som skal vurderes på gitte stadium i prosessen:

"In the first designation test (step 7) all "restoration measures" necessary to achieve the GES are to be considered, regardless of their costs or technical feasibility. In this test it has to be assessed whether these restoration measures have a significant adverse effect on the specified uses or the wider environment. In assessing this, cost considerations are relevant (e.g. loss of revenue). In the second designation test (step 8), no measures are considered but "other means" (including displacement or replacement of current specified use), that serve the same beneficial objective, are considered. These other means have to be assessed with regard to their technical feasibility and their disproportionality of costs".

Det spesifiseres her at alle avbøtende tiltak skal vurderes i trinn 7 av klassifiseringsprosessen, uavhengig av kostnader eller teknisk gjennomførbarhet. Derimot skal negative effekter på bruk vurderes. Dette kan tolkes som om teknisk gjennomførbarhet eller kostnader i forbindelse med fysisk igangsetting av tiltak ikke skal vurderes. Dette synes å være noe upraktisk i forhold til gjennomføring av tiltak siden dette kan føre til at vannforekomster ikke blir klassifisert som sterkt modifisert og får god økologisk tilstand som miljømål uten at tiltakene for å oppnå dette miljømålet er praktisk gjennomførbare. Vi anbefaler at tiltak som vurderes i trinn 7 i det minste skal være gjennomførbare med dagens teknologi eller teknologi som er ventet tilgjengelig i nær framtid. Også kostnader ved den tekniske gjennomføringen bør holdes på et realistisk nivå. Hvor disse grensene skal settes i praktisk bruk er imidlertid en beslutning forvaltningen må ta.

4.2 Fastsettelse av miljømål (godt og maksimalt økologisk potensial)

Både bestemmelse av godt og maksimalt økologisk potensial baserer seg på at dette miljømålet identifiseres gjennom mulige gjennomførbare tiltak. Både den alternative og den originale metodikken baser seg på en reduksjon i antall foreslåtte tiltak fra maksimalt til godt økologisk potensial. Forskjellen ligger i hvordan denne teknisk gjennomføres. Original metodikk fastsetter godt økologisk potensial etter nivået av maksimalt økologisk potensial, mens alternativ metodikk fastsetter godt økologisk potensial som effekten av en delsum av tiltakene som skal til for

å oppnå maksimalt økologisk potensial. Sistnevnte framgangsmåte har fordeler framfor den første i og med at godt økologisk potensial blir oppnådd som et resultat av mulige tiltak. Tiltakene som danner grunnlaget for å sette nivåer for maksimalt økologisk potensial blir altså en del av en naturlig silingsprosess. Dette forutsetter imidlertid at kriteriene for utvelgelse av tiltak under trinn 11 i forbindelse med fastsettelse av maksimalt økologisk potensial er noe høyere enn utvalget som skal brukes i forbindelse med setting av godt økologisk potensial. Dette viser seg i praktisk bruk og være noe problematisk. Hovedårsaken er at antall tiltak er begrenset og at det for enkelttiltak ofte er terskelverdier som avgjør om tiltaket antas å ha en virkning. For eksempel vil det ikke ha hensikt å foreslå en økning av vannføring som er for liten til å sikre oppvandring av laks og effekten av å øke vannføringen ytterligere etter at målet med oppvandring er sikret sannsynligvis er liten. Vår vurdering er derfor at bruken av begge begrepene og utsilingsprosessen av tiltak mellom maksimalt og godt økologisk potensial kan ha teoretiske fordeler, men som regel ikke er nødvendig i praktisk bruk under Norske forhold i dag. En nærmere vurdering av hvilke tiltak som skal igangsettes vil uansett bli tatt på et seinere tidspunkt i forbindelse med iverksettelse av forvaltningsplan for vannforekomsten. Dette betyr videre også at både den originale og alternative metodikken i så fall utgår siden denne kun er relevant for setting av godt økologisk potensial. Imidlertid bør metodikk ta høyde for at kunnskapsgrunnlaget kan bedre seg i framtida. Hvis miljømål effekten av tiltak kan fastsettes med større nøyaktighet vil også forskjellen mellom maksimalt og godt økologisk potensial øke, og relevansen av å beholde begge begrepene være større.

I forbindelse med miljømålfastsettingen kommer også spørsmålet om hvorvidt miljømål skal følge vannforvaltningsforskriften og representere mest mulig uberørte forhold eller videreføre en tradisjonell praksis med å vektlegge brukerinteresser (i denne sammenheng mest sportsfiskeinteresser). Sistnevnte tilnærming er brukt i Skarbøvik et al. (2006), men kommer sannsynligvis i mange tilfeller i konflikt med flere sentrale definisjoner av økologisk tilstand og potensial gitt i vannforvaltningsforskriften. Økologisk potensial vurdert ut fra fiskeinteresser kan ofte vektlegge en kvalitet og produksjon av laksefisk som overstiger det naturlige for vannforekomsten. Dette vil kunne ha negative konsekvenser for andre økologiske kvalitetselementer. For eksempel; regulering av vassdrag gjennom økt vintervassføring vil i mange tilfeller føre til økt produksjon av anadrom laksefisk, men endre bunndyrfaunaen, nedtapping av magasin med formål å tørrlegge gytegrunner for røye og redusere rekruttering vil ha negative konsekvenser for bunndyrfauna. Vi har valgt å legge oss på linje med vannforvaltningsforskriften og setter tilstanden som tiltak skal strebe etter å oppnå i retning av en naturtilstand. Dette spørsmålet er imidlertid noe forvaltningen må ta stilling til.

Det er også et behov for avklaring på hvilke kostnader som skal vurderes på hvilket trinn i forbindelse med og hvem som skal avgjøre hva en vesentlig negativ effekt på bruker er. CIS-veilederen legger et krav på dokumentasjon av tiltaksnytte og alternativ produksjonsmuligheter. Tiltakskostnader bør sees på som et nettobegrep. Kostnader må altså være "vesentlig" høyere eller "uforholdsmessige" i etter at kvantifiserbar nytte av tiltakene og alternative produksjonsformer er trukket fra. Manglende vurdering av tiltaksnytte og alternative produksjonsformer for kraft vil konsekvent føre til lavere miljømål enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt (fordi verdien av økologisk status for andre vannbrukere, og kostnads-effektiviteten i forhold til økologisk status av andre produksjonsalternativer ikke vurderes). Vannbruk bør inkludere dagens vannbrukere (ofte kraft) og potensielle vannbrukere dersom vannforekomsten når godt økologisk potensial eller status. Scenarieanalyser bør derfor inkludere vurdering av potensielt bruk.

Skjønnnet i vurderingen av hva som er vesentlige kostnader bør dokumenteres ved hjelp av scenarier med kraftkrevende tiltak som oppnår god økologisk tilstand (der det er fysisk mulig ved hjelp av regulering alene eller i kombinasjon med andre tiltak). Dette bør også inkludere maksimums scenario der det er mulig å oppnå god økologisk tilstand (for eksempel regulering under 3 m mellom LRV og HRV; minstevannføring Q95). Høy tiltaksnytte kombinert med ikke-lineære sammenhenger mellom vannføring og krafttap, og mellom vannfø-

ring, kvalitetselementer og nytte av kvalitetselementer kan føre til flere alternative (og høyere) mulige nivåer på miljømål.

4.3 Konklusjoner fra prinsipp-modellen og regneeksemplet for vurdering av uforholdsmessige kostnader i Aura

En vurdering av "uforholdsmessige" eller "vesentlige" kostnader ved miljømål under Vanddirektivet bør ta hensyn til nytten av å oppnå godt økologisk potensial. Vurderinger som bare tar hensyn til tiltakskostnader, inkludert tapt kraft, vil bidra til å sette miljømål som er lavere enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt. Prinsipp-modellen viser at miljømålet må ta hensyn til alternativer for produksjon av kraft og en avveining mellom lokale og globale miljøhensyn, hhv. økologisk status og klimaeffekter.

Estimatene på miljøkostnader og nytte ved kraftkrevende tiltak i **tabell 2.8** er anslag som likevel illustrerer den konseptuelle modellen. I vårt eksempel er de samfunnsøkonomiske kostnadene ved krafttap flere ganger høyere enn den samfunnsøkonomiske nytten som vi har kunnet beregne. Av tiltak er fysiske modifikasjoner (djupål og laksetrapp) sannsynligvis kostnadseffektive i forhold til å øke vannføring uten fysiske tiltak. Imidlertid er beregningen av nytten ved en ny lakseførende elv begrenset av manglende informasjon om fiskeproduktiviteten ved ulike vannføringsscenarioer. Noen anslag er likevel mulige basert på sammenligninger med betalingsvillighet og etterspørsel i nærliggende elver. Det må også tas med i betraktning at opsjons- og ikke-bruksverdier av elverestaurering blant lokalbefolkningen i et fylke kan være i samme størrelsesorden som bruksverdier fra fiske.

Beregningen av økte CO₂ kostnader er svært usikker. I og med at beregning av inkrementelle CO₂ kostnader er en problemstilling som vil dukke opp i hvert eneste vannkraftprosjekt som vurderes under Vanddirektivet, anbefales det at en standard regnemåte for tiltaksvurdering brukes på tvers av prosjektene. Kostnader ved økte CO₂-utslipp kan i dette eksemplet sammenlignes i størrelsesorden med nytten av å få tilbake en lakseførende elv i fylket.

Gitt verdien av beregnet krafttap, avhenger tolkningen om uforholdsmessige tiltakskostnader av kraftkrevende tiltakskostnader nøye sammen med alternative prosjekter, for eksempel et nytt kraftverk i Eikesdalen for å utnytte minstevannføring. Vi har ikke vurdert kostnaden/kWh ved andre alternativer for utnyttelse av minstevannspåslipp, og heller ikke oppgradering av eksisterende anlegg. Legger vi bare kalkulasjonsprisen for krafttap (38 øre/kWh) og kostnaden for CO₂ kvoter ved kraftimport (12 øre/kWh) til grunn, må kostnaden ved nye kraftverk som utnytter minstevannspåslipp komme ned under 50 øre/kWh for å være samfunnsøkonomisk interessante. Hvis betalingsvillighet for lakseførende elv også trekkes med i vurderingen, vil selv kraftverk som utnytter minstevannspåslipp med produksjonskostnader over 50 øre/kWh kunne være samfunnsøkonomisk interessante.

Vi har ikke hatt ressurser til å vurdere disse avveiningene i detalj, men regneeksemplet illustrerer betydningen av en helhetlig vurdering av alternative løsninger for kraftproduksjon i tiltaksanalyser under Vanddirektivet. Beregninger i dette regneeksemplet tok om lag fire arbeidsdager med konsulenttid. Med kanskje fem ekstra arbeidsdager og samarbeid med krafteksperter ville det vært mulig å komme frem til et fornuftig anslag for alternativ produksjon ved kraftverk i Eikesdalen. Det kan være vel investert tid med tanke på kostnadsbesparelse og miljøgevinst.

5 Konklusjon

- Bruk av både maksimalt og godt økologisk potensial gir liten mening i praktisk anvendelse i vassdrag berørt av kraftutbygging siden det vesentligste tiltaket baserer seg på slipp av vann. På grunn av et lite utvalg av tiltak og usikkerheter i miljømålfastsettelsen blir forskjellen på disse blir svært små. Ett miljømål basert på tiltakspakke av gjennomførbare tiltak vil derfor være tilstrekkelig her. Imidlertid er det viktig å ta høyde for at kunnskapsgrunnlaget kan forbedres slik at økologisk potensial kan fastsettes mer nøyaktig. Dette sannsynligvis føre til større forskjeller mellom maksimalt og godt økologisk potensial i de fleste tilfeller.
- Bruk av laksefisk som indikator for økologisk tilstand i anadrome vassdrag gir gode erfaringer. Hvorvidt tilstand til laksefisk reflekterer tilstand til andre taksa bør imidlertid utredes nærmere.
- Miljømål bør fastsettes på grunnlag av tiltakspakker. En bruk av mer generelle miljøambisjoner forutsetter en stor grad av lokal tilpassning, både av mulige gjennomførbare tiltak og av økologiske mål. Dette er også mer ryddig i praktisk bruk ettersom de direkte vil være basert på tiltakspakker. Typespesifikke miljømål følger heller ikke logisk av det grunnleggende prinsipp hvor tiltak kun skal gjennomføres dersom disse ikke er til vesentlig hinder for bruk.
- Tiltak gjennomført i øvre deler av et nedbørsfelt vil svært ofte ha konsekvenser for vannforekomster lengre ned. Tiltakspakker må derfor ses under ett og isolert for enkeltvannforekomster.
- Manglende vurdering av tiltaksnytte og alternative produksjonsformer for kraft vil konsekvent føre til lavere miljømål enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt (fordi verdien av økologisk status for andre vannbrukere, og kostnadseffektiviteten i forhold til økologisk status av andre produksjonsalternativer ikke vurderes). Usikkerhet i estimerer for disse bør også synliggjøres for minske sannsynligheten for at ikke-optimale samfunnsøkonomiske løsninger velges.
- Økonomisk vurdering av miljømål bør legge vekt på bedre dokumentasjon av "eksterne" ikke-kraftrelaterte konsekvenser av å oppnå godt økologisk potensial eller status.
- For å bedre dokumentere tolkningen av "vesentlige" eller "uforholdsmessige" tiltaks-kostnader på vannbrukere, bør vurdering av også større endringer i dagens produksjon i enkeltkraftverk tas med i en vurdering av miljømål dersom de gjør det mulig å oppnå "god økologisk tilstand".

6 Referanser

- Anon. 1970. Laks- og sjøaurefisket i elvane 1876-1968. – Norges Offisielle Statistikk, A 347. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Anon. 2007. Revisjonsdokument Aurautbyggingen. – Statkraft. 69 pp.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. - Fisheries Research, 62: 143-170.
- Bakken, P.E. 1977. Vannkraftutbygging i Eikesdalen. - Studentoppgave ved Elverum lærerskole. 61 s.
- Bjørn, B. 1996. Fiskeribiologiske undersøkingar i regulerte vassdrag i Sunndal, Rauma og Nesset. Reguleringsmagasin, Statkraft. Holbuvatnet, Reinsvatnet, Osbuvatnet, Eikesdalsvatnet, Store Sandgrovvatnet, Nedre Sandgrovvatnet, Glutervatnet, Mongevatnet, Rångåvatnet. – Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelinga, rapport 4-1996. 42 s.
- Cunjak, R.A., Prowse, T.D. & Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: “the season of parr discontent”? – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 (Suppl. 1): 161-180.
- EC 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2006/60/EC). Guidance document No 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Produced by working group 2.2. – HMWB.
- Gibson, R.J. & Myers, R.A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 344-348.
- Glover, B. 2007. Vil SMVF i praksis gi svært svake miljøambisjoner på grunn av kostnadene? – Foredrag, Fagtreff, Vannforeningen 19. november 2007.
- Harstad, J. & Jensen, K.W. 1963. Takrenneprosjektet. Virkninger på fisket i Eikisdalen og Eira. - Sakkyndig uttalelse vedrørende laks- og ørretfiske til Takrenneoverføringen.
- Haugen, T. & Rygg, T.A. 1992. Registrering av rekrutteringsmuligheter for aure i Aursjømagasinet, Lesja. – Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2/1992: 21 s. + vedlegg.
- Haugen, T.O. & Rygg, T.A. 1994. Habitat utilization and life-history of sympatric grayling (*Thymallus thymallus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Aursjøen, Norway. - Cand. Scient. thesis in zoology at University of Oslo, 65 p.
- Haugen, T.O., Doseth, H. & Nyvold Larsen, Ø. 1999. Vurdering av habitatforbedrende tiltak i Aursjømagasinets gytebekker. - Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, Rapport 2/1999. 19 s.
- Hvidsten, N.A. & Gunnerød, T.B. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Litledalsvassdraget, Sunndal kommune. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Reguleringsundersøkelsene. Rapport nr. 3-1978. 32 s. + vedlegg.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer av laks. – NINA Fagrapport 79: 1-96.
- Jakobsen, H.J., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Saksgård, L. 1992. Laks og sjøaure i Auravassdraget 1987-1990. - NINA Forskningsrapport 27: 1-35.
- Jensen, K.W. 1968. Sportsfiskerens leksikon. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Jensen, J.W. 1979. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. – Det Kgl. Norske Vitenskapers Selskab, Museet. Rapport Zoologisk serie, 1979-2. 31 s.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 2005. Aurareguleringen og Takrenneoverføringen. Erfarte skader på fisk, tiltak og utredninger. - NINA Rapport 100: 1-35.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 2007. Krav til vannføring for å etablere en laksebestand i Aura. – NINA Rapport 275. 1-36.
- Jensen, T., Jarlset, T. & Magnussen, I. 2003. Samfunnsøkonomisk analyse av energiprojekter. - Håndbok, Norges Vassdrags- og Energiverk (NVE): 79.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Lund, E. & Solem, Ø. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for prosjektperioden 2004-2006. – NINA Rapport 241. 1-63.
- Marskar, M., Olafsen, O., Nesdal, O.S., Elgersma, T.H., Gammelsrud, S. & Tvede, A. 2004. Aurareguleringen. Status 2002. - Statkraft. Rapport: 1 - 49 + vedlegg.

- Multiconsult 2004. Veileder for foreløpig identifisering og utpeking av Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF) i Norge. Versjon 31.05.04. - Uopplisert veileder utarbeidet av Multiconsult og Rådgivende Biologer. Tilgjengelig på www.nve.no.
- Mørkved, O.J. & Krokan, P.S. 2000. Økonomisk analyse av villaksressursene i nasjonale laksevasdrag. - Rapport til Direktoratet for naturforvaltning.
- Navrud, S. 1984. Økonomisk verdsetting av fritidsfisket i Hallingdalselva i Gol Kommune. - Hovedoppgave ved Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøyskole, Ås.
- Navrud, S. 1988. Rekreasjonsverdien av lakse- og sjøarefisket i Vikedalselva i 1987 - før regelmessig kalking. - Direktoratet for Naturforvaltning, 108 pp.
- Navrud, S. 1990. Nytte-kostnadsanalyse av vassdragskalking. En studie i Audna. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat nr. 1990-95. 51 pp.
- Navrud, S. 1993a. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke mindre fiskevann. - Direktoratet for Naturforvaltning. DN-rapport no. 1993-3, 54 pp.
- Navrud, S. 1993b. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Audna. - Direktoratet for naturforvaltning. Rapport no. 1993-4: 38.
- Navrud, S. 2001a. "Economic valuation of inland recreational fisheries: empirical studies and their policy use in Norway. - " Fisheries Management and Ecology 8, 369-382.
- Navrud, S. 2001b. En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 1 - Miljøkostnader av norsk vannkraft, - EBL Kompetanse.
- Rolfesen, J. 1991. Rekreasjonsverdien av lakse- og sjøarefiske på TOFAs soner i Gaula sesongen 1990. - Hovedoppgave ved Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøyskole, Ås.
- Rustadbekken, A. 2003. Fiskebiologiske undersøkelser i Aursjømagasinet, Lesja og Nesset kommuner 2002. - Naturkompetanse rapportserie 2003-4. 35 pp.
- Scancke, E. 1984. Fisket i Tinnelva. - Hovedoppgave. Institutt for Økonomi, Universitetet i Oslo, 89 pp.
- Skarbøvik, E., Glover, B., Barton, D.N., Brabrand, Å., Brækken, T., Halleraker, J.H., Johansen, S.W., Kristiansen, A. & Saltveit, S.J. 2006. Forslag til metodikk for fastsettelse av miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster. Med eksempler fra Numedalslågen. - NIVA Rapport LNR 5266-2006. 92 pp.
- Singsaas, T. 1991. Beregning av samfunnsøkonomisk verdi av fritidsfisket etter laks og sjøare i Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag Fylke sesongen 1990. - M. Sc. thesis. Oslo. Institutt for Økonomi, Universitetet i Oslo. 99 pp.
- Sivertsgård, R., Thorstad, E.B., Økland, F., Finstad, B., Bjørn, P.A., Jepsen, N., Nordal, T. & McKinley, R.S. 2007. Effects of salmon lice infection and salmon lice protection on fjord migrating Atlantic salmon and brown trout post-smolts. - Hydrobiologia 582: 35-42.
- Sømme, S. & Harstad, J. 1952. De fiskerisakkyndiges forhåndserklæring om Aursjøreguleringens virkninger på fisket i Aura og Eikisdalsvatn. - Sakkyndig uttalelse vedrørende laks- og ørretfiske til Aurotbyggingen.
- Toivonen, A.-L., Appelblad, H., Bengtsson, B., Geertz-Hansen, P., Gudbergsson, G., Kristoffersson, D., Kyrkjebø, H., Navrud, S., Roth, E., Tuunainen, P. & Weissglas, G. 2000. Economic value of recreational fisheries in the Nordic countries, - Nordic Council of Ministers.
- Ulleberg, M. 1988. Rekreasjonsverdien av fisket etter laks (*Salmo salar*) og sjøare. - Hovedoppgave ved Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøyskole, Ås.
- Vasshaug, Ø. 1982. Gryttenoverskjønnet – ny fiskeribiologisk uttalelse over fisket i Eikesdalsvatn og Lille Eikesdalsvatn. - Sakkyndig uttalelse vedrørende laks- og ørretfiske til Gryttenutbyggingen.
- Westly, T. 2003. Gytregistreringer under HRV i Aursjømagasinets innløpselver, Lesja og Nesset kommuner 2003. - Naturkompetanse rapportserie 2003-5. 15 pp.
- Aae, R. 1995. Rekreasjonsverdien av fritidsfiske etter laks (*Salmo salar* L.) i Drammenselva, sesongen 1994. - Hovedoppgave ved Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøyskole, Ås.

7 Vedlegg

Vedlegg 1. Notat av 8.7.2007 fra Seming Skau, NVE. Notatet gjelder simuleringer ved hjelp av simuleringsprogrammet VANSIMTAP for å belyse tapt kraftproduksjon som følge av minstevannslipp i Auravassdraget for å få laksen tilbake til vassdraget.

Simulering Aura-anlegget

Det er blitt bedt om å kjøre simuleringer ved hjelp av simuleringsprogrammet VANSIMTAP for å belyse tapt kraftproduksjon som følge av minstevannslipp i Aura-vassdraget for å få tilbake laksen i vassdraget.

Modellbeskrivelse

I vedlegg er inngangsdataene til modellen beskrevet. Midlere årlig tilsig er hentet fra Statkrafts revisjonsdokument for Aurotbyggingen. I modellen er det opprinnelig lagt til grunn midlere årlig tilløp basert på perioden 1961-90 som er hentet fra NVEs avrenningskart fra 2002. I revisjonsdokumentet er midlere årlig tilsig basert på perioden 1931-90. Basert på NVEs avrenningskart er det 10 % høyere tilsig enn Statkrafts beregnede tilsig. Dette slår også ut på produksjonstallene og ved bruk av Statkrafts grunnlag ligger midlere årlig produksjon nærmere det som er virkelig produksjon i vassdraget. Produksjonen er simulert med en prisrekke med gjennomsnittlig pris over året på rundt 30 øre/kWh over perioden 1941-2000.

Kravet til minstevannføring ligger i kontrollmodulen og skal oppfylles ved målepunkt ved utløp av Litlevatnet. I tillegg til avløp fra eget felt oppfylles kravet ved flom/forbitapping fra overføringen til Aursjøen samt Aursjømagasinet. Vannmerke 109.9 Risefoss i Drivavassdraget er benyttet for beskrivelse av vannføringen over året for denne delen av Aura-anlegget.

Forslag til restriksjoner

Det er foreslått to minstevannføringsregimer hvorav det ene er basert på at det også gjøres fysiske tiltak i vassdraget. Forslag til minstevannføring uten fysiske tiltak baserer seg på 15 m³/s i smoltutvandringsperioden de tre siste ukene i mai og under oppvandringsperioden fra midten av juli til slutten av august skal vannføringen være 25-35 m³/s. Resten av året er kravet 2 m³/s. Med fysiske tiltak er det samme krav under smoltutvandringsperioden, men vannføringen reduseres til 15-20 m³/s under oppvandringsperioden og 1 m³/s resten av året. Modellen simulerer med verdier på ukesbasis og følgende restriksjoner er lagt til grunn:

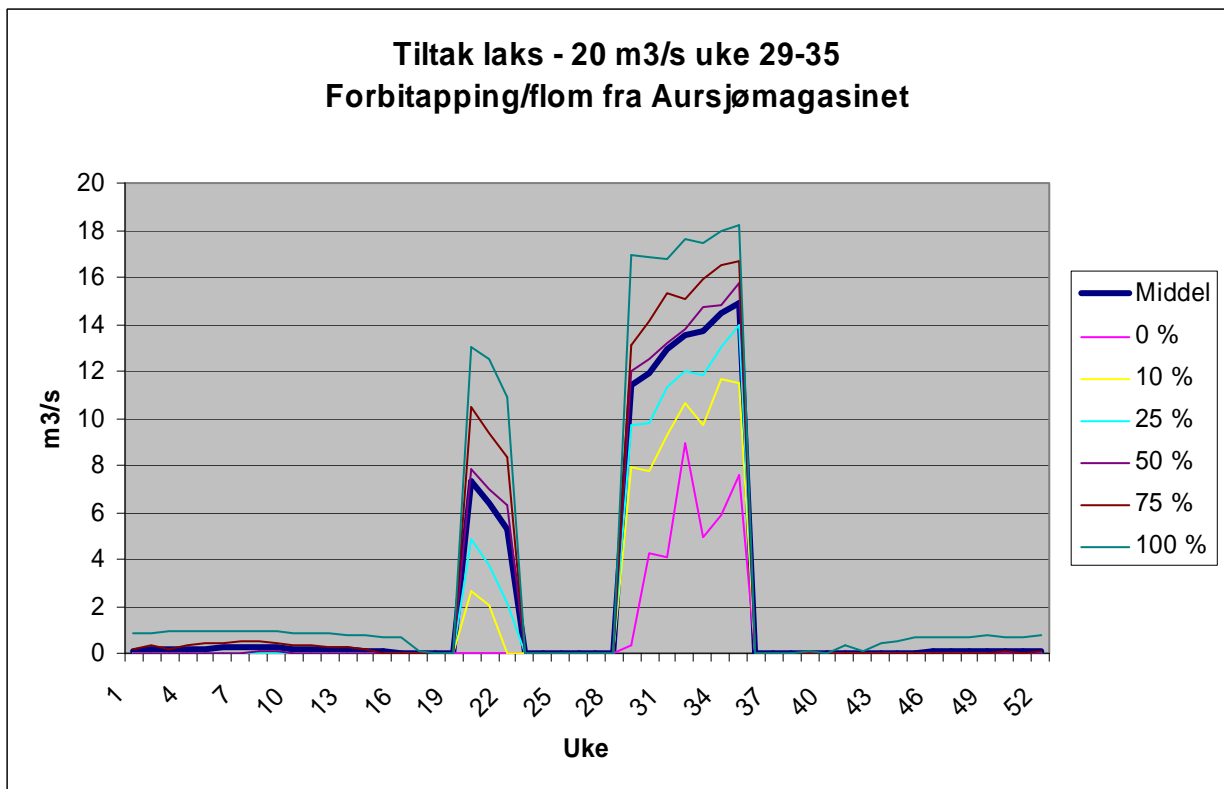
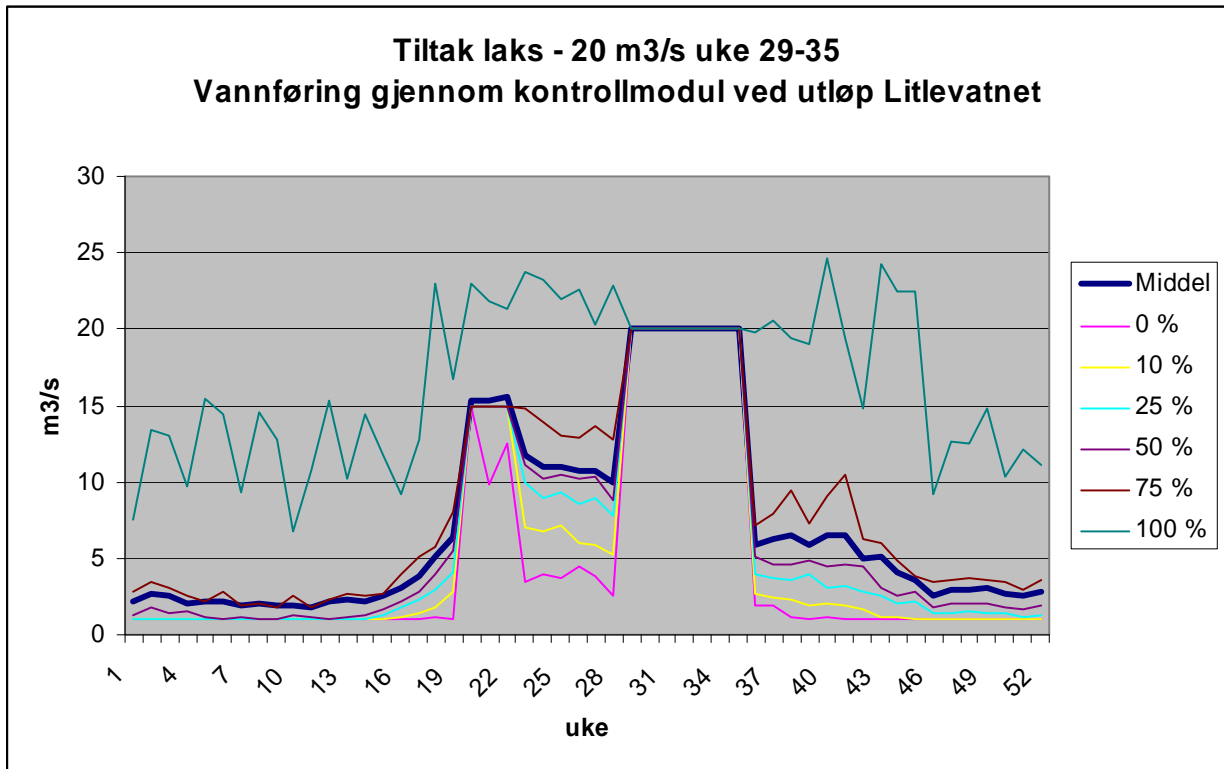
Uke	Uten fysiske tiltak [m ³ /s]	Med fysiske tiltak [m ³ /s]
1-19	2	1
20-22	15	15
23-28	2	1
29-35	25/35	15/20
36-52	2	1

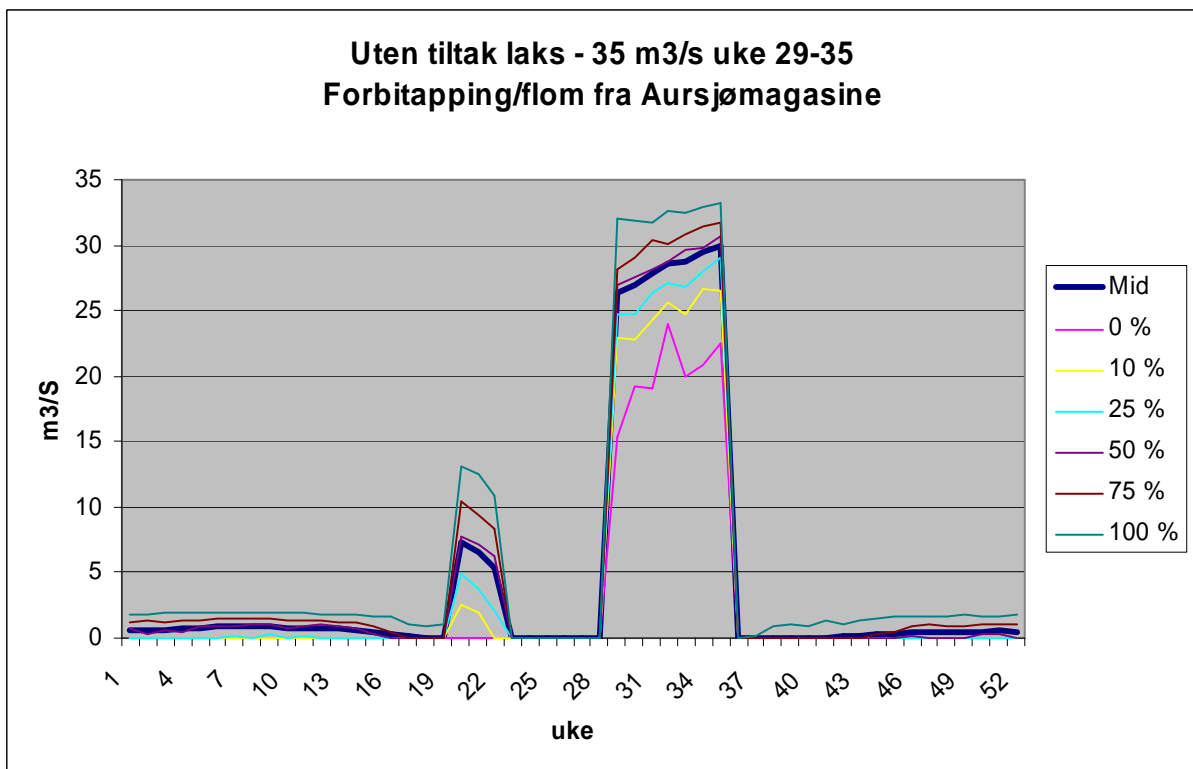
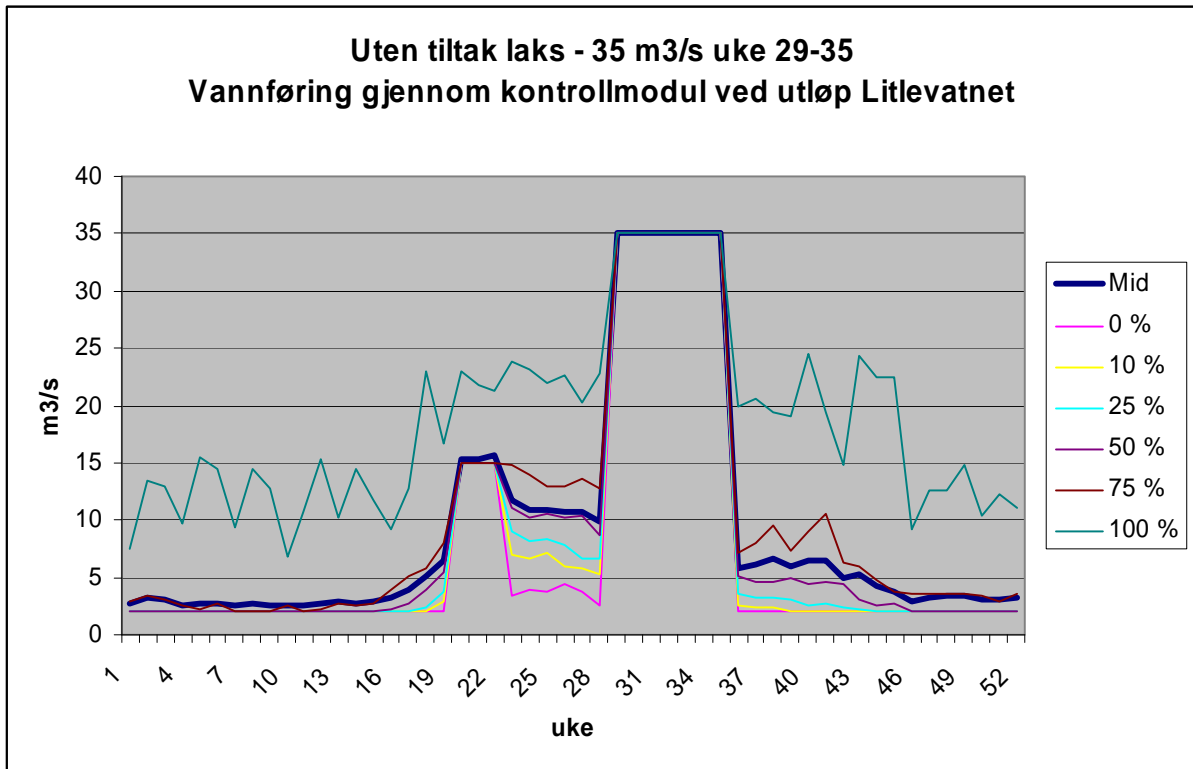
Resultat

Tabellen under viser resultatet av simuleringene. Uten tiltak for laksen blir tapet i området 188 til 266 GWh/år, mens med tiltak for laksen reduseres tapet til 95 til 134 GWh/år.

	Vinterproduksjon [GWh]	Sommerproduksjon [GWh]	Sum året [GWh]	Tapt produksjon [GWh]
Dagens system				
Aura	1304,2	393,6	1697,8	
Osbu	62,4	16,5	78,9	
Sum	1366,6	410,1	1776,7	
Uten tiltak og 25 m³/s				
Aura	1205,1	312,7	1517,8	180,0
Osbu	57,5	13,1	70,6	8,3
Sum	1262,6	325,8	1588,4	188,3
Uten tiltak og 35 m³/s				
Aura	1154,4	289,4	1443,8	254,0
Osbu	54,7	12,1	66,8	12,1
Sum	1209,1	301,5	1510,6	266,1
Med tiltak og 15 m³/s				
Aura	1259,8	347,1	1606,9	90,9
Osbu	60,4	14,7	75,1	3,8
Sum	1320,2	361,8	1682,0	94,7
Med tiltak og 20 m³/s				
Aura	1239,8	329,6	1569,4	128,4
Osbu	59,2	13,8	73	5,9
Sum	1299	343,4	1642,4	134,3

Figurene på to neste side viser midlere vannføring og noen persentilverdier gjennom kontrollmodulen ved utløp av Litlevatnet samt forbitapping/flom ut av Aursjømagasinet. Figurene gjelder for høyeste krav til vannføring i perioden uke 29-35 med og uten tiltak for laksen.





Modellbeskrivelse

448 Litledalselva

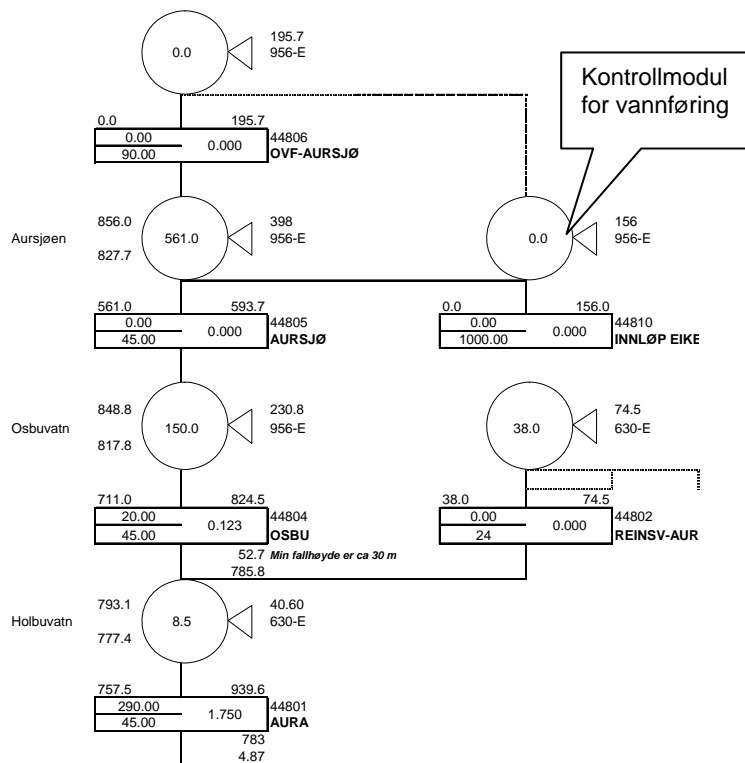
TILSIG:
Statkraft 1931-90

VANNMERKE:

Hydark nr.	NVE nr	Navn
630-E	98.4	Øye
956-E	109.9	Risefoss

FORKLARING:

a Modul nr
b Modul navn
c Magasinnavn
d HRV
e LRV
f Magasinvolum ($10^6 m^3$)
g Regulert tilsig ($10^6 m^3/år$)
h Uregulert tilsig ($10^6 m^3/år$)
i Vannmerke
j Akkumulert magasin ($10^6 m^3$)
k Akkumulert tilsig ($10^6 m^3/år$)
l Installert effekt (MW)
m Slukeevne (m^3/s)
n Energiekvivalent (kWh/m^3)
o Brutto fallhøyde
p Utløpskote



Vedlegg 2. Notat datert 27.11.2007 fra Seming Skau, NVE. Notatet gjelder tilleggssimuleringer ved hjelp av simuleringsprogrammet VANSIMTAP for å belyse tapt kraftproduksjon som følge av å holde vannstanden i Aursjømagasinet på minimum kote 853 i ørretens gytetid, og ved å holde vannstanden i Gautsjøen på minimum kote 853.

Tilleggssimuleringer Aura-anlegget

Det vises til tidligere notat datert 29.8.2007 om simuleringer for Aura-anlegget. Dette notatet tar for seg noen tilleggssimuleringer for Aursjømagasinet. For detaljerte resultater vises det til e-post med vedlagte regneark datert 12.11.2007.

I disse tilleggssimuleringene var det ønske om å få simulert med restriksjoner på spesifikt Gautsjøen, som er en del av Aursjømagasinet. I modellen er Aursjøen satt opp som en magasinmodul, men pga. av Gautsjøen må denne magasinmodulen splittes opp. Detaljerte data om Gautsjøen har vi fått fra Statkraft. Sammenlignet med forrige notat medfører dette at produksjonen for dagens Aura blir noe forskjellig. Ellers er det brukt samme forutsetninger som tidligere.

Simuleringene som er utført er:

- Minimum vannstand på kote 853 i hele Aursjøen i perioden uke 37-39
- Redusert magasinvolym i Gautsjøen slik at denne kan bare reguleres mellom HRV og kote 853
- Dagens reguleringsgrenser i Gautsjøen, men krav om å holde minimum magasinifylling på kote 853
- Krav om minimum magasinifylling i Gautsjøen på kote 853 i uke 27-39.

Tapt produksjon for de enkelte alternativene vises i tabellen på neste og disse verdiene er basert på gjennomsnittlig årsproduksjon. Spesielt for alternativene med Gautsjøen er det imidlertid store forskjeller i de enkelte år, med både mer og mindre produksjon. I forhold til deres bruk må resultatene i tabellen brukes med forsiktighet, og at de mer detaljerte resultatene vurderes nærmere. Med krav til magasinifylling kan også inntekten over året endres, slik at dette ikke står i samsvar med tapt årlig kraftproduksjon.

	Vinterproduksjon [GWh]	Sommerproduksjon [GWh]	Sum året [GWh]	Tapt årlig produksjon [GWh]
Dagens system				
Aura	1304,1	394,2	1698,3	
Osbu	62,3	16,3	78,6	
Sum	1366,5	410,5	1776,9	
Minimum vannstand i Aursjøen på kote 853 uke 37-39				
Aura	1303,6	394,4	1697,9	-0,4
Osbu	62	15,9	77,9	-0,7
Sum	1365,6	410,3	1775,8	-1,1
Gautsjøen – redusert magasinvolum				
Aura	1298,8	395,6	1694,3	-4,0
Osbu	62,1	18,2	80,4	1,8
Sum	1360,9	413,8	1774,7	-2,2
Gautsjøen – minimum vannstand kote 853 hele året				
Aura	1291	406,1	1697,1	-1,2
Osbu	60,4	16,5	76,9	-1,7
Sum	1351,4	422,7	1774,1	-2,8
Gautsjøen – minimum vannstand kote 853 uke 27-39				
Aura	1303,9	393,9	1697,8	-0,5
Osbu	61,9	15,9	77,8	-0,8
Sum	1365,8	409,8	1775,6	-1,3

NINA Rapport 292

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1854-2



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no