



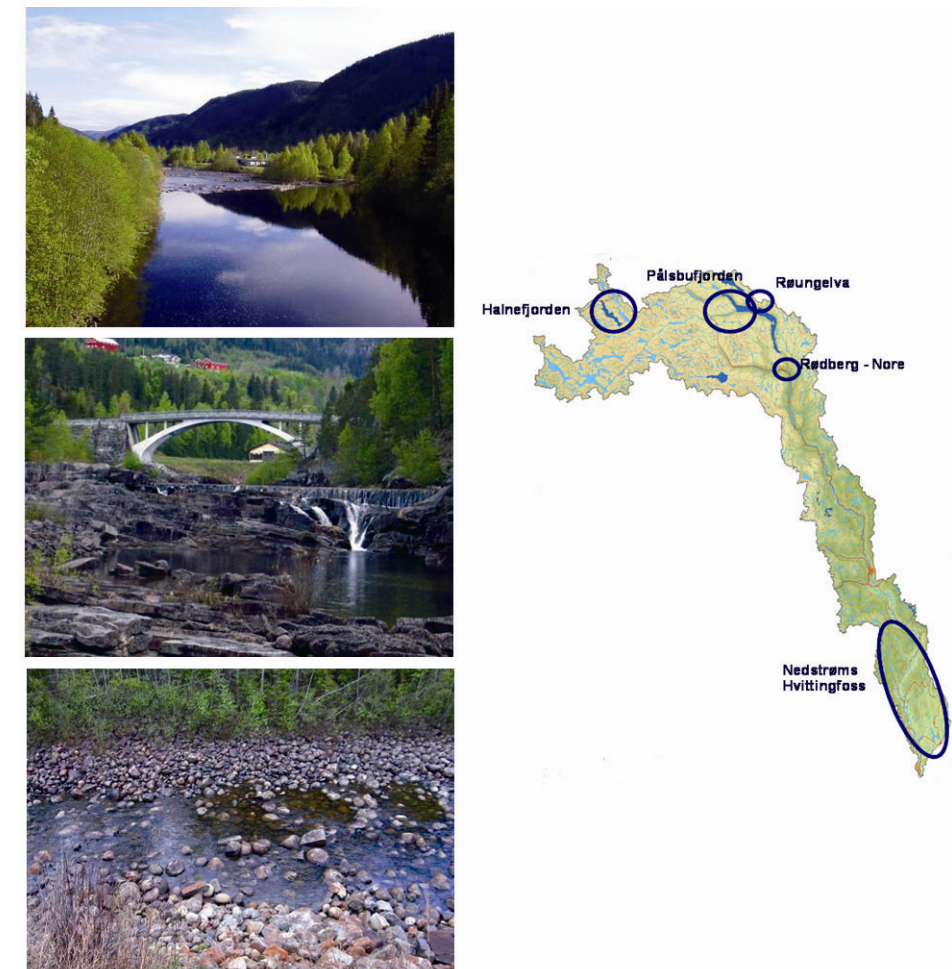
RAPPORT LNR 5266-2006



UiO-LFI

Forslag til metodikk for fastsettelse av miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster

Med eksempler fra Numedalslågen



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Forslag til metodikk for fastsettelse av miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster. Med eksempler fra Numedalslågen	Løpenr. (for bestilling) 5266-2006	Dato 1. september 2006
	Prosjektnr. Undernr. O - 25361	Sider Pris 82 s + vedl.
Forfattere Eva Skarbøvik (NIVA), Brian Glover (Multiconsult), David N. Barton (NIVA), Åge Brabrand (LFI-UiO), Thorleif Bækken (NIVA), Jo H. Halleraker (SINTEF), Stein W. Johansen (NIVA), Alexander Kristiansen (Multiconsult), Svein J. Saltveit (LFI-UiO).	Fagområde Ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Numedalslågen	Trykket NIVA

Oppdragsgivere Norges vassdrags- og energidirektorat, Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Tor Simon Pedersen, Steinar Sandøy
--	--

<p>Sammendrag</p> <p>Prosjektet er et ledd i implementeringen av EUs Vannrammedirektiv (VRD) i Norge. En metode for å fastsette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) er foreslått og uttestet i fem vannforekomster i Numedalslågen. Den foreslåtte metoden inneholder fire ulike grupper med verktøy som dels er utviklet i dette prosjektet, dels i andre prosjekt. Uttestingen viste at alle ledd av metoden er gjennomførbare, men at økonomiske analyser, herunder kost-effekt/kost-nytteanalyser samt beregninger av samfunnskostnader, er krevende. Arbeidet har blitt utført parallelt med tilsvarende arbeid i Europa, og foreløpige resultater fra prosjektet er blitt presentert for andre Europeiske land underveis. Rapporten er å betrakte som et bakgrunnsdokument for en veileder for VRD som etter planen skal utarbeides høsten 2006, samt for en oppdatert veileder for revisjon av konsesjonsvilkår.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. EUs vannrammedirektiv 2. Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) 3. Miljømål 4. Tiltak i regulerte vassdrag 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. EU Water Framework Directive 2. Heavily Modified Water Bodies (HMWB) 3. Environmental goals 4. Abatement measures in regulated rivers
--	--



Eva Skarbøvik
Prosjektleder



Stig A. Borgvang
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag og markedsdirektør

**Forslag til metodikk for fastsettelse av miljømål i
sterkt modifiserte vannforekomster**

Med eksempler fra Numedalslågen

Forord

NIVA har, i samarbeid med Multiconsult AS, Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske ved Universitetet i Oslo (LFI) og SINTEF Energiforskning AS utført et oppdrag på vegne av Direktoratgruppen for EUs Vannrammedirektiv (VRD), med NVE og DN som styringsgruppe og finansieringskilde, og NVE som kontraktspartner. Prosjektansvarlig ved NVE har vært Tor Simon Pedersen, kontaktperson ved DN har vært Steinar Sandøy.

Oppdragets målsetning har vært å foreslå en metode for å fastsette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) berørt av vannkraftregulering. Metoden har blitt utviklet gjennom å bruke Numedalslågen som eksempelassdrag.

Det har vært holdt en tett dialog med oppdragsgiver underveis i prosjektet for oppdatering på føringer fra EU-kommisjonen og for harmonisering mot nasjonalt og internasjonalt arbeid, samt for kvalitetssikring underveis. Det har vært tilknyttet en referansegruppe til prosjektet (Vedlegg D), og det har vært gjennomført tre møter med denne gruppen, ett før oppstart, ett underveis, og ett ved presentasjon av siste utkast til rapporten. Arbeidet har også vært knyttet til to andre prosjekt, hvorav det ene var en erfaringsoppsummering om kostnader og miljøeffekter av tiltak i regulerte vassdrag (Glover m.fl. 2006) og det andre en forenklet tiltaksanalyse i Numedalslågen (Skarbøvik m.fl. 2006).

NIVA ved Eva Skarbøvik har hatt prosjektledelsen; David N. Barton har hatt ansvar for å utarbeide metodikk for å sammenligne økonomiske kostnader med miljøeffekt av tiltak; mens Stein W. Johansen og Thorleif Bækken har hatt ansvaret for å foreslå miljøambisjoner for hhv. vannvegetasjon og bunndyr. Forskningsleder Stig A. Borgvang har hatt ansvaret for kvalitetssikring av rapporten.

Ved Multiconsult AS har Brian Glover bistått prosjektleder med nyttige råd og innspill underveis, og har også bidratt vesentlig til den endelige rapporten. Han har i tillegg, sammen med Alexander Kristiansen, hatt ansvar for å vurdere hvordan modellen VanSimTap og Samkjøringsmodellen kunne utnyttes i prosjektet. Modellkjøringen ble utført av Seming Skau og Cato Larsen (NVE). Åge Brabrand og Svein J. Saltveit ved LFI har bidratt med kompetanse om fisk i regulerte vassdrag, og har foreslått miljøambisjoner for fisk i ulike typer vannforekomster. Jo H. Halleraker ved SINTEF Energiforskning AS har vurdert hvordan habitatmodellering og erfaringer om sammenhenger mellom vannstands-og/eller vannføringsendringer og biologi kunne benyttes i prosjektet. Øystein Grundt ved NVE har bidratt med informasjon om norsk konsesjonspraksis.

I tillegg til disse takkes Nils Runar Sporan (Numedals-Laugens Brugseierforening og Statkraft Energi) som har bidratt velvillig med kunnskap om vannforekomstene og har funnet frem rapporter og data underveis i prosjektet. Videre har Arve Tvede (Statkraft Energi), Erik Garnås (Fylkesmannen i Buskerud), Geir Taugbøl, Anja Skiple Ibrekk, Mari Hegg Gundersen, (alle NVE), Jon Lasse Bratli og Harald Gaarde (begge SFT) gitt innspill og bistand underveis.

Prosjektleder vil gjerne fremheve innsatsen til de øvrige i konsulentkonsortiet, ikke minst det faktum at involverte forskere og konsulenter her har våget å ”stikke hodet frem for hogg” ved å foreslå forenklete løsninger på komplekse faglige problemstillinger. Videre må Tor Simon Pedersen (NVE) og Steinar Sandøy (DN) takkes for kompetent prosjektoppfølgning fra oppdragsgivers side.

Oslo, 31. august 2006

Eva Skarbøvik

Innhold

1. Innledning	8
1.1 Prosjektets målsetning og oppgaver	8
1.2 EUs vannrammedirektiv; krav og definisjoner	8
1.3 Norsk tradisjonell vassdragsforvaltning vs. EUs VRD	11
1.4 Forvaltningens behov for klare svar, naturens kompleksitet og fagfolks integritet – kan det bygges bro?	12
2. Fremgangsmåte og prosjektorganisering	14
2.1 Vidt fagfelt, bred involvering	14
2.2 Utgangspunkt: Tidligere reglement for Numedalslågen og metodikk gitt av EU	15
3. Uttestet metodikk: Metodebeskrivelse med flytskjema	16
3.1 Uttestet metodikk	16
3.2 Uforholdsmessige kostnader og akseptkrav	17
3.3 GØP og MØP	18
4. Verktøykassen	19
4.1 Verktøy 1: Gjeldende kriterier for foreløpig utpeking av Sterkt Modifiserte Vannforekomster	19
4.2 Verktøy 2. Valg av tiltak	20
4.3 Verktøy 2, forts. Tilpasning av tiltak til stedege forhold: Miljøbasert vannføring og habitatmodellering	21
4.4 Verktøy 3. Økonomiske verktøy	25
4.5 Verktøy 4. Forslag til og bruk av miljøambisjoner	35
5. Bruk av metodikken i utvalgte vannforekomster i Numedalslågen	46
5.1 Kort beskrivelse av Numedalslågen og dens vassdragsreguleringer	46
5.2 Utvalgte vannforekomster – inngrep og tiltaksvurderinger	46
5.3 Halnefjorden: Lav reguleringsgrense, mulig å oppnå god status?	49
5.4 Pålsbufjorden	53
5.5 Lågen mellom Rødberg dam og Norefjorden	59
5.6 Røungelva fra Røungen til Tunhovdfjorden	67
5.7 Lågen fra Hvitvingfoss og ned til E18	71
6. Konklusjon	76
6.1 Erfaringer med bruk av metoden og dens verktøy	76
6.2 Evaluering av metoden, sett i lys av eksisterende praksis	77
6.3 Noen konkrete anbefalinger	78
6.4 Videre arbeid	78
7. Referanser	79

Vedlegg

Sammendrag

Det er foreslått en metodikk for å fastsette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) berørt av vannkraftregulering. Metoden har blitt utviklet gjennom et samarbeid mellom NIVA, Multiconsult, Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske ved Universitetet i Oslo og SINTEF. NVE og DN har vært oppdragsgivere. Bakgrunnen for arbeidet er innføringen av EUs Vannrammedirektiv (VRD) i Norge. Studien har derfor også sammenlignet eksisterende forvaltningspraksis med intensjonene i VRD.

Miljømålet GØP – godt økologisk potensiale – er definert som tilstanden i en vannforekomst et gitt antall år etter at en kostnadmessig akseptabel tiltakspakke er blitt gjennomført. Denne definisjonen er fremkommet gjennom diskusjoner i EU- og EØS-land.

Til metoden er tilknyttet fire forskjellige hovedtyper verktøy. Disse omfatter dels allerede utviklede verktøy, dels verktøy som ble utviklet og/eller testet og vurdert i løpet av arbeidet.

Kort oppsummert er de viktigste forskjellene mellom den utprøvde metodikken og dagens praksis som følger:

- Bruk av tabeller for vel utprøvde tiltak i SMVFER, deres miljøeffekt og kostnader;
- Bruk av forenklete habitatjusteringsmodeller, som bl.a. kan gi redusert behov for vannføring og dermed redusere tapt kraft uten at miljøet (kvalitetselementene) gis vesentlig verre vilkår;
- Økt bruk av analyser av kostnader og effekter enn det som er vanlig i gjeldende praksis, med metodikk for forenklet kost- og effektanalyse samt utregning av kostnader ved slipp av minstevannføring;
- Innføring av nytt begrep, *miljøambisjoner*, som omfatter forventet tilstand for tre ulike kvalitetselementer (fisk, bunndyr og vannvegetasjon) i ulike typer SMVF. Dette gir mulighet for mer etterprøvbare mål for fisk, bunndyr og vannvegetasjon, som igjen muliggjør mer konkrete etterundersøkelser av effekten av tiltakene i forhold til opprinnelig målsetning. Det forutsettes imidlertid at fremtidige undersøkelser vil bidra til å utvikle disse miljøambisjonene videre.

Metodikken er blitt uttestet i fem ulike vannforekomster i Numedalslågen. Erfaringene tilsier at metoden er anvendbar, men at det ikke er uproblematisk å gjennomføre forenklete analyser av kostnader og miljøeffekter i hver vannforekomst. Videre anbefales det ikke å innføre et øvre akseptkrav, definert som en prosentandel tapt produksjon, som et hjelpemiddel for å fastsette hva som er uforholdsmessig store kostnader forbundet med tiltak. Beregning av samfunnsøkonomiske kostnader ble forsøkt ved hjelp av samkjøringsmodellen, men konklusjonen er at slike beregninger er vanskelige å utføre. Det anbefales å se hele vassdraget under ett i forbindelse med å velge ut og beregne kostnader og miljøeffekter av tiltak. Erfaringene med å innføre bruk av tiltakstabeller; samt å benytte et sett med "miljøambisjoner" for utvalgte kvalitetselementer, er imidlertid meget gode. Det bør tas utgangspunkt i begrensede faktorer for kvalitetselementene, både ved valg av tiltak og ved fastsetting av stedsspesifikke miljøambisjoner. Videre bør bruken av mindre strenge miljømål (MSM/LSO) i størst mulig grad unngås; hvis det viser seg at det økologiske potensialet som kan oppnås gjennom økonomisk akseptable tiltak er for lavt i forhold til miljøambisjonene bør det uttestes alternative tiltakspakker før mindre strenge miljømål innføres.

Det har blitt gjennomført flere møter underveis i prosjektet, både med oppdragsgivere og representanter fra brukerne gjennom en referansegruppe. Deler av metodikken har blitt hørt i NVE og DN underveis, og har også blitt presentert av NVE for andre europeiske land. Rapporten vil danne utgangspunkt for en veileder om VRD som vil utarbeides i regi av Direktoratgruppen høsten 2006, samt benyttes i det fremtidige arbeidet med å revidere veilederen for Revisjon av konsesjonsvilkår.

Summary

Title: *A methodology for establishing environmental goals in heavily modified water bodies. Exemplified with case studies from the River Numedalslågen, Southern Norway*

Year: 2006

Authors: Eva Skarbøvik (NIVA), Brian Glover (Multiconsult), David N. Barton (NIVA), Åge Brabrand (LFI-UiO), Thorleif Bækken (NIVA), Jo H. Halleraker (SINTEF), Stein W. Johansen (NIVA), Alexander Kristiansen (Multiconsult), Svein J. Saltveit (LFI-UiO).

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4992-3

A new methodology to establish environmental goals in heavily modified water bodies (HMWB) is suggested. Only HMWBs affected by hydropower development were included in the study. The method has been developed for the Norwegian Water Resources and Energy Directorate and the Directorate for Nature Management, through a co-operation between NIVA, Multiconsult, the University of Oslo, and SINTEF. The rationale for this work is the implementation of the EU Water Framework Directive (WFD) in Norway.

At the start of the project, the environmental goal of Good Ecological Potential (GEP) was defined as the conditions in a water body a certain period (e.g. 6 years) after the implementation of a set of economically acceptable mitigation measures that do not significantly affect the water use (hydropower).

Four sets of “model tools” were developed and tested. These include (1) a list of criteria for selection of candidate water bodies for categorisation as HMWBs; (2) tables of well known mitigation measures, their expected environmental effects and approximate costs; as well as tools to select abatement measures related to habitat preferences; (3) a set of economic tools; and (4) lists of environmental goals, or “environmental ambitions” for three types of quality elements in HMWBs; i.e. fish, invertebrae and aquatic vegetation. These model tools indicate a direction to be followed for future water resources management, which represents a significant modification of the established practice used in the Norwegian management of HMWBs.

The methodology was tested in five different water bodies in the River Numedalslågen, located in Southern Norway. Experiences from these tests show that the method as a whole is practical and implementable. However, the methodology is extremely challenging in terms of the economic analyses. Due to expected resource limitations when more than 1500 HMWBs will have to be considered in the whole of Norway, it is probable that cost-effect analyses can only comprise estimates of the direct costs of the mitigation measures. It is, however, unfortunate that the indirect costs of these measures are excluded. The macro-economic cost to society of lost power production also proved hard to estimate, despite the use of a sophisticated model of the entire Nordic interconnected power system. In order to reduce these difficulties, it is recommended that only direct costs for the power companies are calculated. It is, however, recognised that alternative power generation will be needed in order to replace lost production, and that the most likely alternative energy sources cause additional emissions of greenhouse gases.

In general, it is recommended that all HMWBs in the entire watershed are treated in an integrated manner during the planning of measures. This approach should improve the possibility of optimising the mitigating measures both in terms of costs and environmental effects.

The project has also evaluated the effect of introducing an upper acceptance level for the loss of hydropower production, defined as a certain percentage loss of national hydropower production. This approach has been discussed, but the resulting advice is to avoid the use of such an acceptance level.

The use of tables for mitigating measures proved to function satisfactorily when used in the initial screening of suitable measures for detailed analysis. It is also believed that the introduction of “environmental ambitions” will improve the setting of realistic environmental goals, and will also make it easier to evaluate the effect of the implemented measures. For both of these tools, it is recommended to focus on limiting factors for the quality elements in question. The authors also recommend that the use of Less Stringent Objectives (LSO) is kept to a minimum.

This report will be used as a basis for the development of a national guidance document for the implementation of the WFD in Norway.

1. Innledning

1.1 Prosjektets målsetning og oppgaver

Oppdraget ble gitt av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Direktoratet for naturforvaltning (DN). I oppdragsbeskrivelsen ble det gitt følgende bakgrunn for prosjektet:

”NVE ønsker i framtiden å bruke adgangen til revisjon av miljøvilkår og fornyelse av vassdragskonsesjoner som verktøy for implementering av vanddirektivet innen sitt sektorområde. *Ny konsesjonen for fortsatt regulering av Numedalslågen* ble vedtatt ved Kgl. Res18.05.2001 og representerer som sådan en ny tillatelse med oppdaterte miljøvilkår. Med tanke på framtidig saksbehandling ønsker NVE forslag til metodikk for miljømålfastsettelse for vannforekomstene som er utpekt som SMVF, illustrert med eksempler på miljømål. Representative vannforekomster for studien fastsettes sammen med oppdragsgiver. Miljømålene skal foreslås i tråd med direktivet og CIS veileder, samt i nær dialog med oppdragsgiver for oppdatering av endringer i praksis og policy fra EU-kommisjonen (COMM) samt for fortløpende kvalitetssikring.”

Leveransen fra prosjektet var definert av oppdragsgiver som følger:

- Forslag til metodikk for miljømålfastsettelse i SMVF som skyldes vassdragsreguleringer med Numedalslågen som eksempel vassdrag, illustrert med scenarier for miljømål (Godt økologisk potensiale (GØP), eventuelt ”mindre strenge miljømål/Less Stringent Objectives”)(LSO)
- Flytskjema og forslag til prosedyre for miljømålfastsettelse

Rapporten er ment som et bidrag til en veileder som vil utarbeides i regi av Direktoratgruppen for VRD høsten 2006, og som et bakgrunnsdokument for den kommende oppdateringen av NVE-veilederen om Revisjon av konsesjonsvilkår.

På grunn av at oppgaven først og fremst var å komme frem til et forslag til metodikk, var det enighet om at det kunne gjøres forenklete antakelser i eksempel vannforekomstene der hvor manglende datamateriale eller tids- og ressursknapphet gjorde dette nødvendig. Det er derfor viktig å understreke at Numedalslågen kun er brukt som eksempel, og at med forenklinger og antakelser ville det være like riktig å si at eksemplene er tatt fra et vassdrag som ”ligner på” Numedalslågen. Prosjektet er derfor heller ikke ment som et innspill til ”omkamp” om den konsesjonen som ble gitt i 2001.

1.2 EUs Vannrammedirektiv; krav og definisjoner

Innholdet i dette delkapitlet er hovedsakelig hentet fra Forslag til forskrift om rammer for vannforvaltningen (SFT 2006), dog er noe omskrevet og forenklet.

EUs vannrammedirektiv (VRD) er et direktiv utstedt av EU-kommisjonen (EC 2000/60) for alle typer vann (inkludert overflatevann, grunnvann, overgangsvann og marint vann) og fungerer som et rammeverk over mer enn 15 andre direktiv som omhandler vann (f.eks. drikkevannsdirektivet og nitratdirektivet).

Forenklet sagt har VRD som mål at alle vannforekomster skal oppnå ”god økologisk status” (se definisjon under) innen en gitt frist (som for EU-land er i 2015, men som er noe utsatt i EØS-landene, inkludert Norge). Direktivet tar som utgangspunkt at mest mulig naturlige forhold skal oppnås i alle vannforekomster. I motsetning til norsk forvaltningspraksis, som i tillegg til å vurdere økologien også legger stor vekt på brukerne av vassdrag, er direktivet først og fremst rettet mot økologiske forhold. Dermed blir for eksempel ikke målet for direktivet å ha størst mulig fiskeindivider av en for brukerne

interessant fiskeart (laksefisk, f.eks.) men at vannforekomsten skal tilbake til en form for naturtilstand. Dette medfører videre at om en lokalitet har vært naturlig fisketom eller ikke hatt ørret tidligere, så skal ikke mennesker innføre ørret der.

Det vil bli utpekt en vannregionmyndighet for hver *vannregion* i Norge (se definisjon under), og disse skal, i samarbeid med et såkalt vannregionutvalg, utarbeide utkast til en forvaltningsplan (§26 i Forskriften; SFT 2006) for vannregionen. Forvaltningsplanen skal blant annet angi miljømål for vannforekomstene, inkludert de sterkt modifiserte. For første planperiode, som løper fra første tiltaksprogram og forvaltningsplan trer i kraft innen utgangen av 2009 og fram til utgangen av 2015, kan vannregionmyndigheten i samarbeid med vannregionutvalget beslutte at tiltaksprogrammet og forvaltningsplanen bare skal omfatte utvalgte vannområder innenfor vannregionen. Det er med tanke på dette kommende arbeidet at Direktoratgruppen nå ønsker å arbeide frem veiledere, noe som denne rapporten vil være et innspill og bidrag til.

Direktivet deler altså lokaliteter inn i **vannforekomster**, som kan defineres som ”En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel en sjø, tjern, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller et avgrenset volum grunnvann i et eller flere grunnvannsmagasin.”

En vannforekomst kan videre utpekes som **sterkt modifisert (SMVF)** når følgende vilkår er oppfylt:

- a) de endringer i vannforekomstens hydromorfologiske egenskaper som er nødvendige for å oppnå god økologisk tilstand, ville ha vesentlige negative innvirkninger på
 - (i) miljøet generelt,
 - (ii) skipsfart, havneanlegg eller fritidsaktiviteter,
 - (iii) aktiviteter som krever magasinering av vann, for eksempel drikkevannsforsyning, elektrisitetsproduksjon eller vanning,
 - (iv) vassdragsregulering, flomvern, drenering, eller
 - (v) annen tilsvarende viktig bærekraftig virksomhet,

og

- b) de samfunnsnyttige formålene den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten tjener, på grunn av manglende teknisk gjennomførbarhet eller uforholdsmessig store kostnader, ikke kan oppnås med andre midler som miljømessig er vesentlig bedre.

Denne rapporten omhandler vannforekomster som er sterkt modifiserte pga. vassdragsreguleringer (elektrisitetsproduksjon). En hovedforskjell mellom ”vanlige” vannforekomster og SMVF er at kravene til god økologi i vannforekomsten er ulikt utformet: ”Vanlige” forekomster skal oppnå God økologisk tilstand, mens SMVF-forekomster skal oppnå godt økologisk *potensiale*:

God økologisk tilstand (GØT). Det er et mål i direktivet at alle vannforekomster skal oppnå God økologisk tilstand. Dette defineres slik at verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold. For fysisk-kjemiske og hydromorfologiske elementer skal forholdene tilsvare det som er angitt for biologiske elementer, dvs at det er de biologiske elementene som er toneangivende. Det pågår et europeisk samarbeid for å definere God økologisk tilstand for ulike kvalitetselementer, slik at definisjonen blir mer presis.

Godt økologisk potensiale (GØP). Sterkt modifiserte vannforekomster behandles særskilt i vanddirektivet, og har ulikt miljømål fra andre vannforekomster. Det er et mål i direktivet at ”tilstanden i kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster skal beskyttes og forbedres med sikte på at vannforekomstene skal ha godt økologisk potensial og god kjemisk tilstand.” I motsetning til andre vannforekomster skal SMVFER altså ikke oppnå god økologisk tilstand, men GØP. GØP kan defineres med utgangspunkt i *maksimalt* økologisk potensiale, som for biologi gis ved at verdiene for de relevante biologiske *kvalitetsselementene* (se under) gjenspeiler i størst mulig grad dem som forbindes

med den nærmest sammenlignbare typen overflatevannforekomst, gitt de fysiske forholdene som følger av egenskapene til den aktuelle kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten. GØP for biologiske parametre gis da som at ”Det er små endringer i verdiene for relevante biologiske kvalitetselementer sammenlignet med verdiene funnet ved maksimalt økologisk potensial.” For hydromorfologiske kvalitetselementer gis *Maksimum* økologisk potensiale ved at ”forholdene er slik at de eneste virkningene på overflatevannforekomsten er de som følger av egenskapene til den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten *etter at alle mottiltak* er truffet for å sikre best mulig tilnærming til et økologisk kontinuum, særlig med hensyn til faunaens vandring og egnede gyte- og yngleområder.” (vår utheving). GØP for hydromorfologi gis ved at det er små endringer i verdiene for relevante hydromorfologiske kvalitetselementer sammenlignet med verdiene funnet ved maksimalt økologisk potensial. For de som nå har falt av lasset kan vi trøste med at det nettopp er behovet for en klarere definisjon av GØP som er en av hensiktene med dette prosjektet.

Mindre strenge miljømål (MSM)/ Less stringent objectives (LSO).

I § 11 (*mindre strenge miljømål*) i utkastet til den norske forskriften fremkommer det at en vannforekomst kan være så påvirket av menneskelig virksomhet at det er umulig eller uforholdsmessig kostnadskrevende å nå målene om enten GØT eller GØP. I så fall ”kan det fastsettes mindre strenge miljømål forutsatt at 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 tilstand for overflatevann og grunnvann gitt de store påvirkningene som er til stede, og
- c) det ikke forekommer ytterligere forringelse av tilstanden i den berørte vannforekomsten.”

Det kan bli en utfordring å definere hvor grensen mellom GØP og LSO går, og det er i denne rapporten gjort et forsøk på å eksemplifisere dette.

Noen flere ord og begreper:

Kvalitetselementer. Parametre som benyttes i VRD. Det skilles mellom hydromorfologiske elementer, kjemisk-fysiske elementer og biologiske elementer. **Hydromorfologiske elementer** omfatter f.eks. vannets strømningsmønster og temperatur, samt bunnens og breddens form og beskaffenhet. De **biologiske kvalitetselementer** for overflatevann inkluderer planteplankton (innsjøer), makrofyter og bunnvegetasjon, bunnlevende virvelløse dyr, og fiskefauna. De **kjemiske kvalitetselementene** omfatter f.eks. næringssalter, farge, pH og TOC.

Overflatevann: Innlandsvann, brakkvann og kystvann, unntatt grunnvann. Når det gjelder kjemisk tilstand, regnes alt vann ut til den ytre grensen for territorialfarvannet som overflatevann.

Nedbørfelt: Landareal med avrenning av overflatevann gjennom én eller flere innsjøer, bekker eller elver, og som leder vannet ut til ett sted i annen elv, innsjø, fjord eller i hav.

Vannregion: Ett eller flere tilstøtende nedbørfelt med tilhørende grunnvann og kystvann som er satt sammen til en hensiktsmessig forvaltningsenhet.

Vannområde: Del av vannregion som består av flere, ett enkelt eller deler av nedbørfelt som er satt sammen til en hensiktsmessig forvaltningsenhet.

Miljøbasert vannføring (MBV): Med miljøbasert vannføring forstås her ”en vannføring som tar mest mulig hensyn til økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser, og det fremtidige ressursgrunnlaget i vassdraget”.

1.3 Norsk tradisjonell vassdragsforvaltning vs. EUs Vannrammedirektiv

I oppgaven gitt fra oppdragsgiver ble det bedt om at analysen metodemessig ”legges i størst mulig grad opp til eksisterende konsesjons og revisjonspraksis”. Det ble videre forutsatt at ”man setter seg inn i metodikken som brukes i saksbehandlingen på NVE. Dersom Vannrammedirektivet stiller andre krav til metodikk, målformulering og materielt innhold i miljømålene skal dette synliggjøres.”

I utgangspunktet er det flere forhold som er ulike for forvaltningen av SMVfer i henhold til VRD og norsk forvaltningspraksis, som vist i tabell 1. Det må imidlertid understrekes at her sammenlignes en intensjon med en praksis – altså intensjonene i VRD mot en etablert praksis som erfaringen har vist er gjennomførbar. Dagens forvaltningspraksis omfatter ikke bare NVEs del av arbeidet; også Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmennene utfører oppgaver innen denne delen av vassdragsforvaltningen.

Tabell 1. Sammenligning av intensjonene i EUs vannrammedirektiv og dagens forvaltningspraksis.

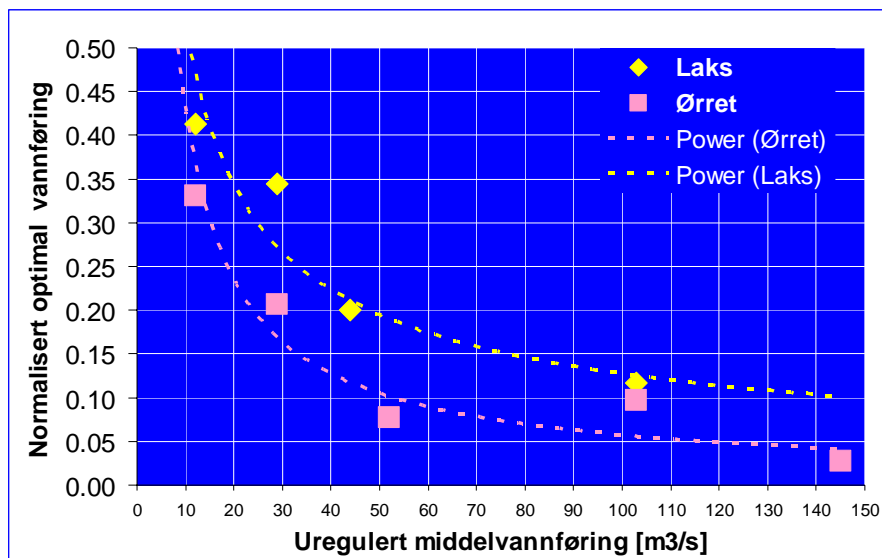
Vannrammedirektivets krav	Norsk tradisjonell forvaltningspraksis
Fokus på økologi	Fokus på brukerinteresser (inkludert estetikk, jakt og fiske, turisme) og økologi.
Et bredt utvalg av parametre – eller kvalitetselementer – er basis for fastsetting av miljømål og tiltak.	Tradisjonelt har de fleste mål, tiltak og undersøkelser i forbindelse med vassdragsreguleringer vært utført på få arter, fortrinnsvis laksefisker.
Vannforekomstene skal fortrinnsvis tilbake til en naturtilstand. Om naturtilstand er artsmangfold med mange små fisk så kan dette bli målet, tross misnøye hos brukerinteresser.	Vannforekomster som er påvirket kan ”forbedres” for brukerne ved å f.eks. sette ut fiskearter som brukerne er interesserte i. Mao en ”kompensasjon” for brukerinteresser uten at dette nødvendigvis fører til en mer naturlig tilstand.
Tiltak skal fastsettes på basis av miljømål som er konkretisert utfra tilstanden i kvalitetselementene.	Tiltak settes ut fra kunnskap og skjønn, men ikke alltid utfra klare og etterprøvbare mål koblet til flere parametre.
Forvaltning av hele vassdraget samlet og sett under ett.	Fornyelse av konsesjoner kommer suksessivt, og konsesjon for konsesjon tas separat, uavhengig av andre konsesjoner i samme vassdrag. Dog er det er mål for forvaltningen å få til samtidig behandling av relevante konsesjoner.
Desentralisering av forvaltningsmyndighet.	Sentralisert forvaltning men med høringsmøter i regionene og et regionapparat.

Disse faktorene blir diskutert mer underveis i rapporten og i konklusjonskapittelet.

1.4 Forvaltningens behov for klare svar, naturens kompleksitet og fagfolks integritet – kan det bygges bro?

Rapporten skal danne utgangspunkt for en veileder som kan benyttes for å sette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster. Det har både i Norge og mange andre land pågått mange naturfaglige undersøkelser i regulerte vassdrag, og forvaltningen etterlyser¹ ut fra dette enkle svar som kan benyttes direkte i vassdragsforvaltningen og konsesjonsprosessene. Problemet er at selv for problemstillinger som har blitt relativt grundig undersøkt, som f.eks. vassdragsregulerings påvirkning på laksefisk, viser det seg ofte at biologiske prosesser er så komplekse at det er vanskelig å gi entydige svar.

Tross flere års studier i regulerte vassdrag savnes fremdeles entydige relasjoner mellom vannstands- og vannføringsendringer på den ene siden, og biologisk respons på den annen. Imidlertid begynner dette kunnskapshullet nå å tettes, slik at det blir mulig å modellere forholdet mellom biologi og habitatpreferanser. Et eksempel er sammenhengen mellom uregulert midlere vannføring i m³/s og andel av vannføring som gir optimalt habitat, som vist i figur 1.



Figur 1. Andel av vannføring som gir optimalt habitat i forhold til uregulert middelvannføring; og hvordan dette slår ut for habitatkvaliteten for laksefisk i et utvalg norske elver. Figuren er basert på hydrauliske habitatsimuleringer i vassdragssimulatoren og stedeegne preferansedata for ungfisk av laks og ørret (Fra Harby et al., 1999).

En gjennomgang av effekter av typiske tiltak i regulerte vassdrag (Glover m.fl. 2006) har vist at effekten av tiltak ofte er stedsspesifikk. Et eksempel fra Numedalslågen er pålegget om å bygge en terskeldam i Pålsbufjorden. Tilsvarende tiltak er utprøvd med positive resultater i Innerdalsmagasinet og Limingen (Koksvik 1992, 1993; Eie m.fl. 1995, Reitan 1992), men i Pålsbufjorden er dette nå utsatt til ytterligere fiskeundersøkelser er gjennomført, da virkningen av tiltaket etter nærmere undersøkelser viste seg å være usikker (Brabrand 2004). Problemet er altså at det er vanskelig å generalisere både om et inngrep vil ha samme konsekvenser i ulike vassdrag eller vannforekomster; og om ett og samme tiltak vil ha samme effekt i ulike forekomster.

¹ F.eks. på sluttkonferansen for FoU-programmet Miljøbasert vannføring, Lillehammer 2006.

Videre er det under arbeidet kommet frem at selv om det er gjennomført mange naturfaglige undersøkelser i regulerte vassdrag, så har mange av disse vært fokuserte på fisk. I henhold til EUs vannrammedirektiv skal også andre parametre – eller såkalte ”kvalitetsselementer” – vurderes. Dette inkluderer planteplankton (i innsjøer og magasiner), bunndyr, begroingsalger og vannvegetasjon (makrofytter). For disse er det utført adskillig mindre forskning, og det er tilsvarende vanskeligere å si noe om effekt av inngrep og tiltak.

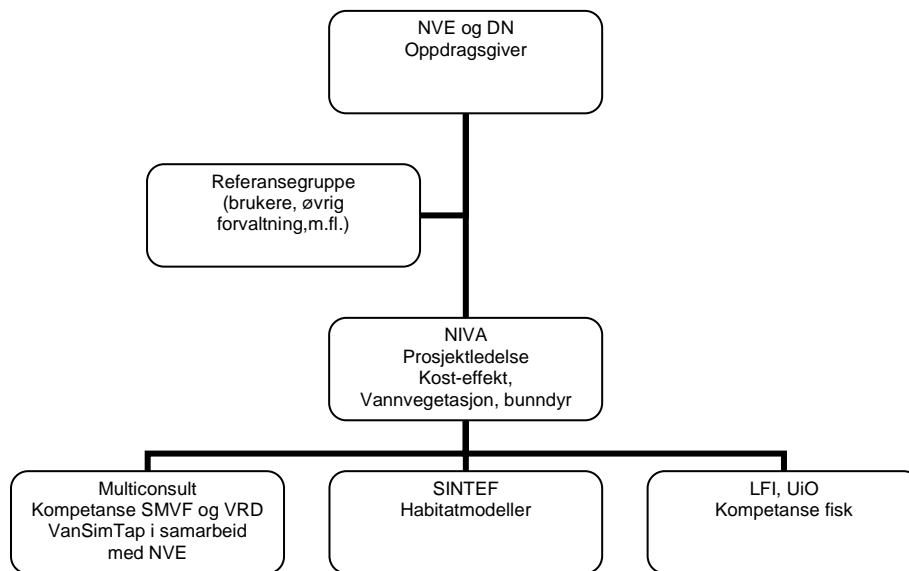
Kunnskapsgrunnlaget for effekter av tiltak i elver og magasiner er også svært ujevnt. De siste års fokus på miljøbasert vannføring har medført at tiltak i elver er langt mer undersøkt enn tiltak i magasiner, med unntak av fiskeutsetting (Glover m.fl. 2006).

På tross av alle disse utfordringene har vi i denne rapporten våget å gjøre en del forenklinger. Dette er gjort under den klare forutsetning at forenklingene må behandles med forsiktighet. Et viktig poeng her er at det må være mulig å sette inn ytterligere undersøkelser, og også å omgjøre vedtak hvis nærmere undersøkelser fører til mistanke om at tiltaket kan ha færre positive virkninger enn antatt, eller ha utilsiktede negative virkninger. Pålagte minstevannføringsregimer bør kunne endres etter en viss tid dersom erfaringer viser at dette kan bedre naturforholdene. Det kan også være at ny viten kan påvise at pålagte minstevannføringer kan reduseres eller omfordeles mellom sommer og vinter, uten at naturen tar skade av dette, kanskje ved hjelp av forbedrete eller nye typer habitatjusteringstiltak. Det er derfor svært positivt at det i nyere konsesjoner, som i Numedalslågen, åpnes for at pålegg om tiltak (minstevannføring) kan endres etter en prøveperiode.

2. Fremgangsmåte og prosjektorganisering

2.1 Vidt fagfelt, bred involvering

På grunn av oppgavens kompleksitet har flere fagmiljøer vært involverte i prosjektet. Figur 2 viser prosjektorganiseringen og den enkelte institusjons arbeidsområder. Oppdragsgiver har vært aktivt involvert i prosjektet og bistått underveis. Flere innspill fra prosjektkonsortiet har vært på uformelle høringer i NVE før videre bearbeiding, og har også vært oversatt til engelsk for høring i EU-komitèer våren 2006. NVE opprettet allerede høsten 2004 en referansegruppe for prosjektet. Referansegruppen har bestått av representanter fra en bredt sammensatt brukergruppe, inkludert bransjene vannkraft, skog og industri, samt turistnæring og miljøvernorganisasjoner, i tillegg til statlig og regional forvaltning. Medlemmer av denne er gitt i Vedlegg D.



Figur 2. Prosjektorganisering

Prosjektet har følgelig vært gjennomført med bred faglig deltakelse både fra konsulenter, forskningsinstitutter, brukere og forvaltning, inkludert oppdragsgiver. Det har vært avholdt flere oppsummeringsmøter for å diskutere foreløpige resultater. Disse møtene har gitt et bredt norsk fagmiljø anledning til å bidra med synspunkter underveis i prosessen, og har omfattet:

- Møte 16. februar 2006 for å presentere og diskutere prosjektet for representanter fra NVE, DN, SFT, NIVA og Multiconsult.
- Fremlegging og diskusjon av prosjektet for større faggruppe i workshop i NVE 20. mars 2006, med representanter fra brukere (Numedals-Laugens Brugseierforening, Statkraft Energi); statlig, regional og lokal forvaltning (NVE, DN, SFT, FM i Buskerud, kommunal sektor v/ Grønn dal – kommunene langs Numedalslågen); og forskere (LFI/UiO, SINTEF, NIVA).
- Fremlegging og diskusjon av prosjektet for Referansegruppen, avholdt på NVE 31. mars 2006.
- Fremlegging av utkast til rapport for Referansegruppen, avholdt på NVE 23. august 2006

Et viktig bidrag til prosjektet har vært resultatet av et parallelt prosjekt som ble gjennomført av Multiconsult, NIVA, Rådgivende biologer og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Dette prosjektet har arbeidet frem erfaringstabeller over alle relevante tiltak i regulerte vannforekomster (magasin og elver). Arbeidet er dokumentert i Glover m.fl. 2006; tabellene er vist i Vedlegg A til denne rapporten.

Også et annet prosjekt har gått parallelt med dette prosjektet, nemlig et SFT-finansiert prosjekt om tiltak i Numedalslågen. Dette prosjektet ble gjennomført ved en rekke møter mellom oppdragsgiver (Den grønne dalen; kommunene langs Numedalslågen), SFT, NVE, representanter fra kommunene i Numedalslågen, og konsulenter. Disse møtene frembrakte nyttig informasjon til prosjektet.

2.2 Utgangspunkt: Tidligere reglement for Numedalslågen og metodikk gitt av EU

Utgangspunkt for prosjektet var det gamle reglementet for Numedalslågen, dvs. før fornyelsen i 2001 (OED 2001). Prosjektet ansees som en øvelse i det å sette miljømål i et vassdrag med en gammel konsesjon, samtidig som det da blir mulig å sammenligne med innholdet i nye pålegg. Prosjektets resultat vil imidlertid *ikke* få noen innvirkning på de bestemmelser som ble tatt for Numedalslågen i den nye konsesjonen i 2001.

Hovedhensikten med prosjektet har vært å arbeide frem en generell metodikk for å sette kvantifiserbare miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster påvirket av vannkraftreguleringer, der Numedalslågen kun er brukt som et eksempel. Metodikken antas først og fremst å skulle benyttes i fremtidige fornyinger av konsesjoner, men også ved konsesjonsbehandling av nye prosjekt, samt utforming av avbøtende tiltak i forbindelse med vannkraftutbygging.

Hovedmetodikk for å fastsette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) var i utgangspunktet gitt av oppdragsgiver. Metodikken er utformet i samsvar med flere av landene i EU, som går i retning av en mer pragmatisk tilnærming til utfordringen å sette miljømål i SMVfer. Kort sagt vil godt økologisk potensiale ut fra denne metodikken fremkomme som et pragmatisk optimalt mål mellom faktorene miljø og kostnader. Med andre ord: Mest mulig miljø for en for kraftproduksjonen akseptabel pris.

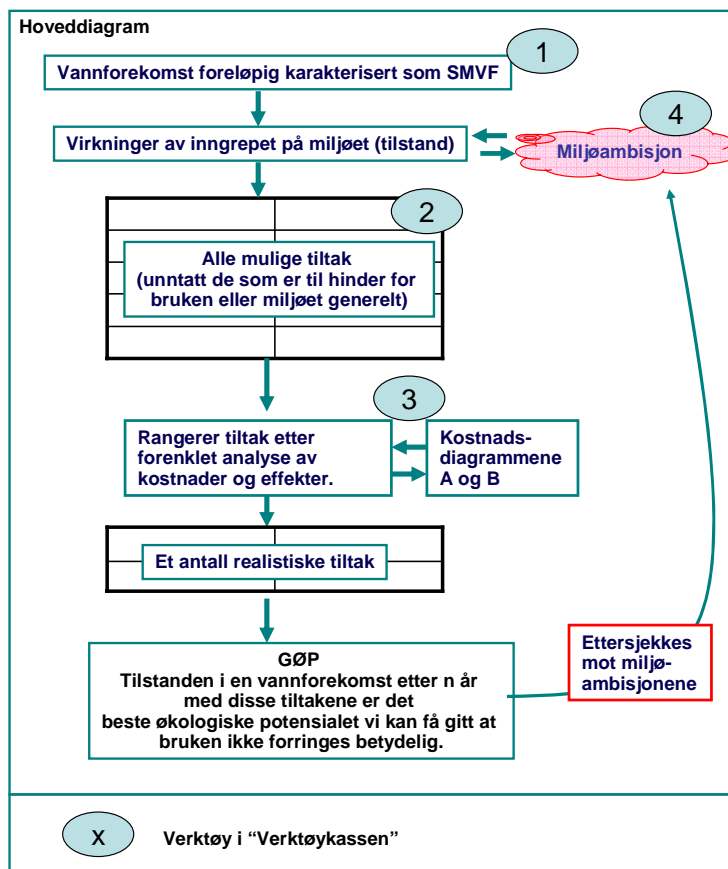
Oppgaven har derfor vært forsøkt løst gjennom å

- beskrive nærmere den metodikken som ble gitt av oppdragsgiver og EU, også utfra utfordringer ved denne, i Kapittel 3;
- utarbeide veiledende materiale for å bruke metodikken, i en "Verktøykasse" gitt i Kapittel 4;
- teste denne metodikken ut i utvalgte forekomster i Numedalslågen, på basis av tilstanden før ny konsesjon i 2001, i Kapittel 5.

3. Uttestet metodikk: Metodebeskrivelse med flytskjema

3.1 Uttestet metodikk

Figur 3 viser et flytskjema for den metodikken som utgjør utgangspunktet for prosjektet, og som ble testet ut i fem vannforekomster i Numedalslågen. Trinn som har konkrete hjelpemidler er markert. Disse verktøyene er nærmere beskrevet i neste kapittel; en oversikt over verktøyene er gitt i tabell 2.



Figur 3. Hoveddiagram over flyten i en prosess for å finne Godt økologisk potensiale (GØP). Verktøyet i "Verktøykassen" er gjengitt i Kapittel 4 og Tabell 2.

Tabell 2. Oversikt over verktøy knyttet til hoveddiagrammet (numrene til venstre tilsvarer numrene for verktøyene i figur 3, over).

Nr.	Beskrivelse	Kapittel
1	Veileder for å utpeke SMVF	4.1
2	Tabeller over mulige tiltak, med erfaringer av effekt av tiltakene Verktøy for å tilpasse tiltak til stedegne forhold (MBV og habitatmodeller)	4.2 4.3
3	Økonomiske verktøy	4.4
4	Forslag til miljøambisjoner for fisk, bunndyr og vegetasjon.	4.5

Flytskjemaet i figur 3 er basert på et skjema gitt i en oppsummeringsrapport etter en workshop i Praha 17-19 oktober 2005, om VRD og hydromorfologi (Kampa og Kranz 2005). Kort kan den metoden som er uttestet i denne rapporten beskrives som følger:

- Det velges ut en vannforekomst som er foreløpig karakterisert som SMVF etter gjeldende retningslinjer for dette (Verktøy 1; Kapittel 4.1).
- Inngrepet beskrives, sammen med alle virkninger av dette.
- Det settes opp en realistisk ambisjon for hvordan miljøet i vannforekomsten helst skulle være, gitt kunnskap både om inngrepets omfang og erfaringer fra tiltak i tilsvarende forekomster. Eksempler på slike ”miljøambisjoner” er gitt i Verktøy 4; Kapittel 4.5.
- Vannforekomsten gjennomgår så en analyse utfra hvilke tiltak som er mulige å sette inn, jf. Verktøy 2; Kapittel 4.2, 4.3, og Vedlegg A.
- Det utføres en kostnadsberegning av tiltakene, og de rangeres etter kostnad og antatt miljøeffekt, jf. Verktøy 3, Kapittel 4.4.
- Det velges ut en ”tiltaks pakke” som består av det antall tiltak som ansees akseptabelt utfra pris, inkludert tappt kraftproduksjon.

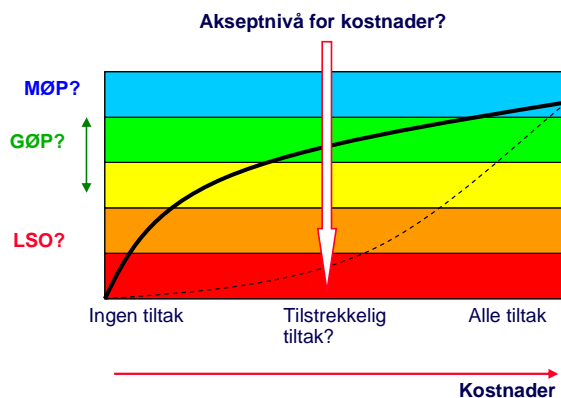
Tilstanden i vannforekomsten etter at disse tiltakene har vært gjennomførte og økosystemet har tilpasset seg de nye forholdene, kan defineres som den beste økologiske tilstanden man kan få gitt at inngrepet opprettholdes og behovet for kraftproduksjon ivaretas – altså Godt økologisk potensiale – GØP.

GØP kan så sammenlignes med de miljøambisjonene som ble satt opprinnelig. Dette gjøres for å ha etterprøvbarehet i metodikken: Nådde man målet? Tre muligheter oppstår:

- GØP = Miljøambisjonen
 - GØP > Miljøambisjonen
 - GØP < Miljøambisjonen
- for det enkelte kvalitetselement.

3.2 Uforholdsmessige kostnader og akseptkrav

I forhold til den økonomiske analysen, som bl.a. bør gi svar på om de tiltakene som settes inn er ”uforholdsmessig kostbare” i forhold til bruken, altså vannkraftproduksjon, ble det av NVE foreslått å vurdere å innføre et akseptkriterie for tiltakskostnader. Et slikt kriterie er illustrert i figur 4.



Figur 4. Enkel skisse som viser utfordringer ved å fastsette maksimum og godt økologisk potensiale (hhv MØP og GØP), samt mindre strenge miljømål (LSO). Se tekst for forklaring.

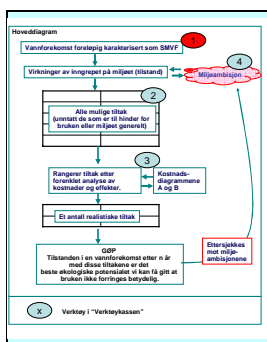
Figuren viser hvordan økologien i en vannforekomst for ett kvalitetselement antas å bedres ettersom det settes inn tiltak. Fargene i de horisontale feltene viser hvordan økologien går fra dårlig økologi (rødt, nederst) til meget god økologi (blått, øverst) gjennom en tiltaksrekke. Poenget med et akseptkrav er at det settes et øvre tak på hvor store kostnader som aksepteres for å oppnå GØP. Punktet på kurven hvor man stopper opp og sier at her er økologien god nok for dette kvalitetselementet bestemmes med andre ord av økonomi og tap av kraft. Figuren viser også til utfordringen med å velge de beste tiltakene for å oppnå bedre miljø – jf. heltrukken vs. stiplet linje.

3.3 GØP og MØP

For naturlige forekomster definerer Vanddirektivet avstanden fra Høy økologisk tilstand (HØT) ned til God økologisk tilstand (GØT) som små endringer fra naturlig uberørt økologisk tilstand. Sistnevnte blir dokumentert ut fra en serie referanseforekomster for hver vanntype, hvor prøvetaking definerer den biologiske artssammensetningen for den bestemte vanntypen. Det er ikke praktisk mulig å følge den samme metodikken for SMVF-forekomster og finne frem til en biologisk definisjon av Maksimum økologisk potensiale (MØP). I stedet defineres miljøambisjoner for SMVF-forekomster som GØP – godt økologisk potensiale. GØP oppnås gjennom en rekke tiltak som er tilstrekkelig kostnadseffektive. På denne måten får begrepet MØP liten praktisk betydning. Likevel bør det nevnes at MØP skal være på et litt høyere økologisk ambisjonsnivå enn GØP, men likevel lavere enn GØT. Dette siste fordi en SMVF-forekomst som har mulighet for å oppnå GØT per definisjon skal omdefineres til naturlig, og mister sin klassifisering som SMVF. Med andre ord, hvis GØP blir så miljømessig bra at den ligger tett opp mot MØP, kan det fremdeles være et stykke igjen til at vannforekomsten blir omdøpt til naturlig, men om GØP blir lik GØT skal vannforekomsten omdefineres til en naturlig forekomst, selv om vannbruken endrer hydromorfologien betraktelig.

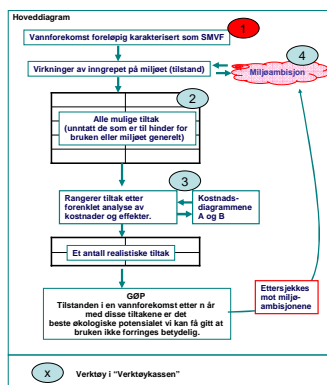
Vi har ikke utbrodert begrepet MØP nærmere under dette oppdraget, men vil for ordens skyld plassere MØP som teoretisk lavere enn GØT (for eksempel moderat økologisk tilstand) og litt høyere enn GØP (som VRD definerer). Det anbefales at dersom MØP har interesse for forvaltningen, skal MØP defineres *etter at* en forekomst har fått definert sin GØP, og hvor man ser hva slags ytterlige forbedring i økologisk tilstand som kanskje kan komme over tid (for eksempel med avtagende forsurening), men uten at vannbruken (les vannkraftproduksjon for dette oppdraget) er påvirket i det hele tatt. Med andre ord oppfyller man miljøambisjonene med å definere GØP og sørge for at kostnadseffektive tiltak oppnår denne målsettingen. Ytterlige samfunnskostnader skal ikke tillates gjennom at man strekker seg etter MØP. Med denne avklaringen tillates en utvikling av metodikk for å definere GØP, som diskuteres videre i denne rapporten, uten å komme tilbake til spørsmålet om MØP.

4. Verktøykassen



Her presenteres de fire hovedverktøyene til metodikken som er testet ut. Hvert verktøys plassering i metodikken er indikert på den lille figuren til venstre for overskriftene. Verktøyene omfatter:

1. Retningslinjer for å karakterisere vannforekomster som sterkt modifiserte;
2. Tabeller over tiltak med oversikt over erfaringer av effekt og kostnad, samt ytterligere hjelpemiddel for å velge riktig tiltak (minstevannføring og habitatjusteringer);
3. Økonomiske verktøy
4. Et utvalg av miljømål – eller miljøambisjoner – for utvalgte kvalitetselementer i ulike typer SMVF.



4.1 Verktøy 1: Gjeldende kriterier for foreløpig utpeking av Sterkt Modifiserte Vannforekomster

I det foreløpige karakteriseringsarbeidet som har pågått i Norge har ”Veileder for foreløpig identifisering og utpeking av Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF) i Norge” (Multiconsult 2004) blitt benyttet. I denne gis det en liste over kriterier for SMVF kandidater, hvor det fremgår at vannforekomsten betraktes som ”betydelig hydromorfologisk endret” og derfor kandidat til SMVF i følgende situasjoner:

1. Elver som er betydelig oppdemmet eller omgjort til innsjø med større vannflate enn 0,5 km² (eller omvendt). Her inkluderes oppdemninger som hever vannstanden i en elv med mer enn 5m fra flomnivået tilsvarende en middelflom.
2. Kunstig endring av vannstand på mer enn 50 cm i et våtmarksområde (både innsjø og elv).

INNSJØER

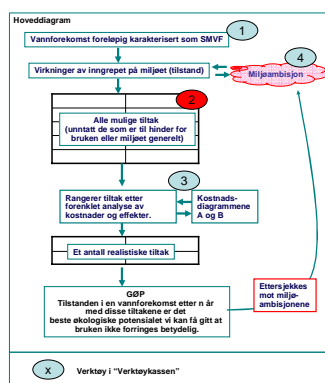
3. Innsjøer som er oppdemmet/hevet mer enn 10 meter fra naturlig vannstand (uansett reguleringsgrensene)
4. Innsjøer med aktiv regulering med årlig variasjon på mer enn 3 m mellom HRV og LRV.
5. Dersom man dokumenterer en endring i hydrologisk belastning (HB) med en faktor på minst 5, for lavlandsinnsjøer med høyfjellsinnstrømming (se figur 3). For eks fra HB=100 til HB=20 eller motsatt. Dette gjelder primert for lavlandsinnsjøer. En kan risikere at innsjøen kan endre karakter fra oligotrof til eutrof, eller omvendt.
6. Dersom 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 2m sommerstid til under 4m.

ELVER

7. Dersom et 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.
8. Dersom en 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.

9. Dersom vannføringen ved effektkjøring av kraftverk, endres med mer enn 5% pr. time i forhold til vannføring ved maksimal turbinytelse.
10. Dersom naturlig middel flomvannføring ikke lenger opptrer oftere enn hvert 20.år på grunn av oppstrøms regulering.
11. Dersom en elvestrekning som normalt er islagt ikke lenger opplever vanntemperaturer under +1° C (dvs. er isfri om vinteren).
12. Lakseførende vannforekomster der gjennomsnittlig pH bli redusert med mer enn 0,5 til under pH 5,5 på grunn av overføringer oppstrøms.
13. Dersom lakseførende vannforekomster har fått endret turbiditeten fra "klare" forhold (turbiditet < 0,5 FTU) til turbide forhold (turbiditet > 2,0 FTU).
14. 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.
15. I bekkefelt som har mer enn 50% av samlet areal urbanisert, eller mer enn 50% av elvenettverket sitt sterkt påvirket av inngrep som for 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. ”

4.2 Verktøy 2. Valg av tiltak



Våren 2006 ble det på oppdrag av NVE og DN utarbeidet oversikter over dagens erfaringsgrunnlag mht ulike typer tiltak i regulerte vassdrag (Glover m.fl. 2006). Resultatet ble bl.a. et sett med tabeller over tiltak, deres økologiske effekt og kostnadsklasse. Tabellene er vist i Vedlegg A, og inngår som et verktøy i den metodikken som er presentert og testet ut her.

Konkrete erfaringer med bruk av disse tabellene ble vist gjennom gruppearbeid med representanter fra kommunene langs Numedalslågen. Erfaringene er oppsummerte i Skarbøvik m.fl. (2006). Kort fortalt ble tabellene brukt til å vurdere en tørrlagt elvestrekning i Numedalslågen, og gruppearbeidet viste at tabellene sikrer at alle vel

dokumenterte tiltak blir gjennomgått før utvalg av tiltak foretas. Gruppearbeidet viste med andre ord at tabellene med fordel kan benyttes som verktøy i en tiltaksanalyse.

Effekten av tiltakene er kategorisert i fire grupper, som vist i Tabell 3. Disse fire gruppene av effekter er videre benyttet i metodikken for kostnader og effekter (Kapittel 4.4 og Kapittel 5). Det er viktig å være klar over at tabellen fortrinnsvis inneholder tiltak som er utprøvd og som det er relativt gode erfaringsdata på. Som det vil fremgå i Kapittel 4.5, kan også andre tiltak finnes.

Tabell 3. Kategorier av effekter (fire øverste rader) og kostnadseffektivitet (fire nederste rader) av ulike tiltak. Jf. Vedlegg A.

3	Generelt positive erfaringer med få bi-effekter
2	Blandet erfaring eller enkelte negative bi-effekter. Stedsspesifikk avveining nødvendig
1	Enkelte negative erfaringer, eller negative bi-effekter. Kun benyttet ved spesielle forhold.
0	Nytt eller ikke tilstrekkelig utprøvd tiltak, behov for ytterligere undersøkelser før generell effekt kan fastsettes
	Generelt kostnadseffektivt tiltak for å oppnå forbedret status.
	Ofte kostnadseffektivt, men som regel behov for stedsspesifikk vurdering.
	Nytt eller ikke tilstrekkelig utprøvd tiltak, behov for ytterligere undersøkelser før generell kostnadseffekt kan fastsettes
	Generelt ikke ansett som kostnadseffektivt i forhold til å bedre status, unntatt i særskilte tilfeller.

Ved valg av tiltak anbefales det videre at det tas utgangspunkt i *begrensende faktorer* for indikatorarter. For eksempel kan begrensende faktor for fisk være rekrutteringsbegrensning eller næringsstoffbegrensning. Dette fordrer også at det tas hensyn til livsløpssyklusen til indikatorarten. Valg av tiltak må også settes i sammenheng med miljømålsambisjoner, som gitt i Kapittel 4.5.

4.3 Verktøy 2, forts. Tilpasning av tiltak til stedege forhold: Miljøbasert vannføring og habitatmodellering

Selv om tabellene over tiltak i Vedlegg A letter arbeidet med å velge et utvalg hensiktsmessige tiltak, må allikevel hvert tiltak tilpasses de stedege forholdene. Som diskutert i kapittel 3, er forholdet mellom fysiske forhold og biologisk respons i vassdrag fremdeles uklart for mange parametre. Dette gjør det bl.a. til en utfordring å finne riktig vannføring i minstevannførings-strekninger, samt å velge ut og tilpasse de beste habitatjusterende tiltakene. Imidlertid begynner kunnskapsgrunnlaget for dette å bedres, noe som kan gjøre det mulig å modellere optimalt habitat (leveforhold) for enkelte arter. Ved at habitatjusteringer tilpasses optimalt, kan mengden vann som slippes reduseres, til nytte for kraftproduksjonen og uten at miljøet får dårligere vilkår.

I konsesjonsvilkårene knyttet til de fleste nye vannkraftutbygginger i Norge ligger det fastsatte krav til minstevannføringer på berørte elvestrekninger. Disse kravene er fastsatt for å ivareta flerbrukshensyn i vassdragene, og sørger for at regulanten ikke tillates å drive kraftverkene utenom gitte vannføringskrav. Minstevannføringer er i de fleste tilfeller fram til slutten av 1970-tallet fastsatt ut fra skjønn. I de siste 25 år har den dominerende metoden for fastsetting av minstevannføring vært biologiske undersøkelser og påfølgende kvalifiserte ekspertuttalelser, ofte med forskjellig vannføring sommer og vinter. Skjønsmessige vurderinger utfra estetiske hensyn har også blitt benyttet. Siden grunnlaget for å pålegge minstevannføring har vært noe utilstrekkelig, er det i de senere år innført et prøvereglement i en periode før det endelige reglementet fastsettes, eller det er åpnet for at enkelte pålegg kan endres etter en viss periode (Brittain, 2002).

Et hjelpemiddel i dette arbeidet kan være å gjennomføre habitatmodellering. Imidlertid vil det bli kostbart å utføre en fullskala habitatmodellering i hver minstevannføringsstrekning i Norge. Under er det derfor først gitt en vurdering av ulike metoder for å fastsette miljøbasert vannføring, dernest en gjennomgang av habitatmodeller *med ulikt detaljeringsnivå*.

4.3.1 Hydrologiske metoder for å fastsette miljøbasert vannføring

Hydrologiske metoder for å fastsette minstevannføring støtter seg i stor grad på teorier om sammenhengen mellom vannføring og økologisk respons, uten at de funksjonelle sammenhengene i særlig grad er bevist eller funnet empirisk. Likevel er det bred faglig enighet om at disse sammenhengene sannsynligvis finnes (Poff m.fl., 2003). Den aller enkleste form for hydrologisk metode er bruk av faste forholdstall eller prosenter av utvalgte hydrologiske størrelser ut fra en oppslagstabell. Prinsippet for de fleste slike metoder går ut på å finne en slags minste akseptable miljøvannføring, som regel som en andel av årlig middelvannføring. Eksempler på slike enkle tommelfingerregler er gjengitt bl.a. i Halleraker og Harby (2006).

Å systematisere det hydrologiske regimet med bruk av "Indikatorer for Hydrologisk Variasjon" (IHV) er en hurtig men omfattende statistisk metode, som gir en detaljert beskrivelse av vannføringsregimet på en standardisert måte. På nettet tilbys IHV-programvare² og kursing i bruk. Internasjonale eksempler på bruk er tidligere omtalt av Halleraker m.fl. (2000). I Norge er det videreutviklet IHV-analyser mer tilpasset norske forhold, der bl.a. de hydrologiske forholdene gjennom vinteren har fått

² <http://www.freshwaters.org/tools/index.shtml>

flere parametere. Så lenge en pålitelig hydrologisk tidsserie foreligger, er det raskt å presentere IHV-parametere før og etter regulering slik at langt mer enn middelvannføring kan legges til grunn i en MBV-vurdering. Halleraker og Harby (2006) anbefalte en presentasjon av middelvannføring samt tilhørende 7 dagers minimums- og 7 dagers maksimumsvannføring pr. kalendermåned som et minstekrav i enhver konsekvensutredning. Med bruken av IHV-programvaren fra USA eller en regnearkbasert versjon av denne, kan forvaltningen få en standardisert og relativt avansert analyse av det hydrologiske regimet, som kan danne et godt grunnlag for å vurdere graden av økologisk potensial på en regulert elvestrekning.

4.3.2 Nytt av habitatmodeller og vurderinger på strekninger med regulert vannføring

Med habitatmodellering menes numeriske modeller som beskriver kvaliteten av det fysiske habitatet (levetforholdene) til en eller flere vannlevende organismer som funksjon av vannføring. Det tas utgangspunkt i en hydraulisk modell eller målinger som beskriver fysiske forhold, som et minimum vannhastighet, vanddyb, substratforhold (bunnforhold) og skjul. En av styrkene ved habitatmodeller er at de kan forutsi habitatkvalitet ved en annen vannføring eller andre habitatjusteringer enn den som er målt. Til dette trengs preferanser som viser hvilke fysiske forhold en organisme foretrekker, og hvilke den unngår. Preferanser etableres ved stedege observasjoner, fra andre studier, eller eventuelt ekspertvurderinger satt i system (Jorde m.fl., 2001). På tross av en del åpenbare svakheter (gjengitt i Halleraker og Harby, 2006), er habitatmodellering fortsatt den dominerende metoden for å kvantifisere virkninger på nøkkelarter i rennende vann ved endret vannføring (Tharme, 2003).

I dag finnes en rekke ulike kommersielle og ikke-kommersielle modellverktøy tilgjengelig for å utføre habitatmodellering. Harby m.fl., (2004)³ gir en oversikt over og nærmere beskrivelse av de vanligste modellene, med referanser til hvor disse er anvendt og kan skaffes. Som nevnt over anses klassisk habitatmodellering for ressurskrevende og kostbart. En fullskala tradisjonell habitatmodellering innebærer detaljert oppmåling av et representativt utvalg stasjoner i det aktuelle vassdraget. Preferansedata krever normalt også betydelig feltinnsats. Dette vil normalt gi det beste utgangspunktet for videre vurderinger av miljøkvalitet som funksjon av vannføring. I det videre har vi imidlertid valgt å fokusere på de enkleste habitatmodellene ut ifra en kost-nytte vurdering.

En viktig forutsetning for at en habitatmodellering skal ha gyldighet er at utvalget av stasjoner som modelleres er representative for elvestrekningen. Før stasjonene velges ut trengs en elvetypekartlegging, for å kvantifisere andelen grunne og dype stryk og kulper, samt substratforholdene på en typisk vannføring. Antallet og plasseringen av stasjoner som så skal modelleres må velges slik at de vesentlige delene av elvestrekningen blir representert.

4.3.3 Forenklet habitatmodellering

I Frankrike har Cemagref utviklet forenklete habitatmodeller gjennom statistiske metoder, heretter forkortet FSHAB, som kan gi "godt nok svar" med langt mindre arbeidsinnsats så vel i felt som for å kjøre modellen (ca 1/10 del av fullskala habitatmodellering). To varianter av FSHAB eksisterer, som kan lastes gratis ned fra Internet⁴:

1. Stathab⁵ genererer foredlingen av hydrauliske variabler (vannhastigheter, dybder og skjærspenninger) for et sett av vannføringer, som så kan kombineres med tradisjonelle preferansfunksjoner.
2. Estimhab er en videreutvikling som modellerer habitatkvalitet direkte som funksjon av vannføring. Den er en tilpasset modell av habitatresultat fra en rekke elver som er habitatmodellert basert på generelle preferanser for en rekke fiske og bunndyrarter (Figur 5). De mest relevante

³ http://www.energy.sintef.no/eamn/documents/COST%20626-State-of-the-art_new.pdf

⁴ <http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/estimhabENG.shtml>

⁵ <http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/stathabENG.shtml>

art/størrelsesgrupper gjengitt i Estimhab gir tilsvarende grafiske resultater som klassisk habitatmodellering, dvs. vektet gunstig habitatforhold som funksjon av vannføring.

Databehov: FSHAB trenger to sett med dybde- og breddemålinger for representative delstrekninger, samt kartlegging av ruhet og substratforhold fra to mest mulig forskjellige vannføringer. Cemagref har laget en feltmanual der det er anbefalt å etablere habitatstasjoner hvor hver strekning helst bør inneha flere stryk-kulp sekvenser (Figur 6). På denne strekningen kartlegges habitatet i ca 100 punkter, med 4 – 8 punkt med jevne mellomrom pr transekt. Metoden innebærer altså ingen avanserte instrumenter, da en tommestokk og målbånd er tilstrekkelig, men vannføring når målingene utføres må være kjent. Hensikten er primært å skaffe en generell fysisk karakterisering og ikke en lokal detaljkunnskap. Opphavsmennene anslår at hver habitatstasjon kartlegges på 1 – 2 timer, og det forutsettes lite forkunnskaper.

Muligheter: FSHAB er lovende metoder som kan ha stor anvendelse for vurderinger av miljøbasert vannføring for nøkkelarter og for å kvantifisere økologisk potensiale på regulerte elvestrekninger, forutsatt tilpasset til norske forhold. Metodene er testet og sammenlignet med større datasett der mer tradisjonelle habitatmodeller er anvendt med lovende sammenfallende resultater både for fisk og bunndyr (Lamouroux & Jowett, 2005). Modelleringen under- eller overestimerer imidlertid habitatkvaliteten på enkelte delstrekninger (Lamouroux & Capra, 2002). Fordi dette er en effektiv metode med liten feltinnsats er det mulig å utføre modelleringen på mange delstrekninger, og dermed dekke et større spekter av elvestrekninger.

Grunnlag for mer generelle tommelfingerregler:

På sikt kan habitatmodelleringer av en rekke ulike elvetyper danne grunnlag for generelle tommelfingerregler om habitatverdien for et spekter av ferskvannarter, årsklasser og sesonger som funksjon av vannføring slik Lamouroux & Jowett (2005) antyder. I new zealandske elver fant de at optimale habitatforhold var ved vannføringer på ca 30 % av middelbredden (målt ved årlig middelvannføring).

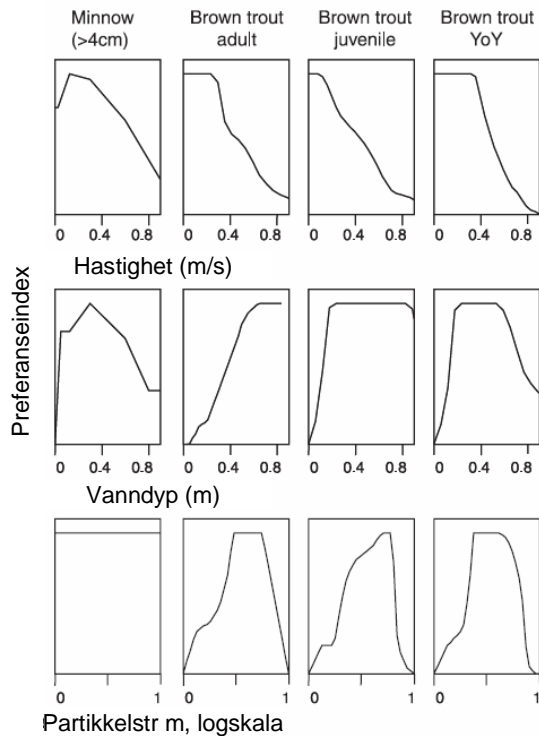
Den optimale vannføringen (QO), som gir den maksimale andelen med gunstig habitatforhold for voksen ørret i et flertall av de franske elvene (32 små til mellomstore elver) ble funnet ved følgende funksjon av middelvannføringen (QM): $QO = 1.1 \times QM^{0.36}$ (Lamouroux & Capra, 2002).

Begrensinger:

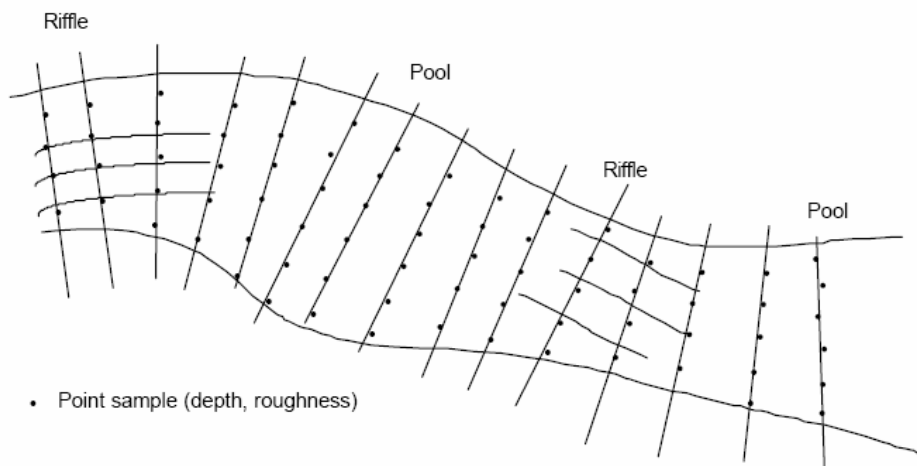
FSHAB er basert på statistisk tilpasning av de hydrauliske forholdene for en rekke naturlige elver, som er tilpasset elvestrekninger som er oppmålte og modellerte fra Frankrike, Nord-Amerika og New Zealand. Habitatjusteringer som terskler, omfattende kanalisering og etablering av kulper gjør at de enkle sammenhengene mellom vannføring og bredde/dybde blir forrykket. Opphavsmennene bak metoden har funnet ut, basert på tester i ulike elver, at FSHAB modellene gir pålitelige resultater for elver og elvestrekninger med mindre enn ca 30 % habitatjusteringer (Capra og Lamouroux pers.medd.), men at dette selvsagt avhenger av omfanget og type habitatjusteringer. Dette tilsier at resultatene fra modellene bør brukes med forsiktighet dersom antall kilometer med habitatjustert elv er større enn 30 % av totalen.

En måte å omgå denne begrensingen på kan være at valg av stasjoner legges til de strekninger som er naturlige. Deretter kan resultatet fra modelleringen ses i forhold til habitatjusteringene som er utført. Nyttan av en habitatjustering i forhold til det økologiske potensialet for en art kan så vurderes.

Estimhab forutsetter at det er utført klassisk habitatmodellering i et utvalg sammenlignbare elver, der de biologiske preferansene blir vurdert å være representative for de forholdene som skal modelleres.



Figur 5. Preferansekurver for fysiske habitatparametere for ørekyte (t.v.), voksen ørret, ørretunger og årsunger av ørret (lengst til høyre), for hht. vannhastigheter i m/s (øverst), vanddyp i meter (midten), og substrat (partikkelstørrelse i m, log skala – nederst) fra franske studier for ørekyt og tre størrelsesklasser av innlandsørret som benyttes i forenklede statistiske habitatmodeller i Frankrike (Lamouroux & Capra, 2002). Dette er utgangspreferanser benyttet i den forenklede Estimhab, som benyttes i franske elver.

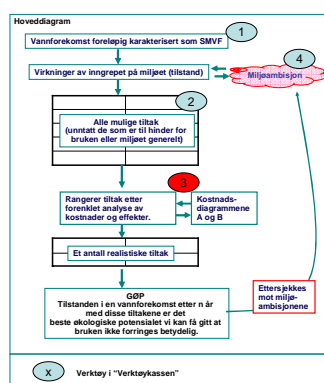


Figur 6. Prinsippene for innsamling av feltdata for den fysiske delen av FSHAB (Fra feltmanualen til STATHAB).

4.3.4 Habitatjusteringer og miljøbasert vannføring sett i sammenheng

I mange konsesjonssaker er habitatforbedrende tiltak utformet etter at krav til minstevannføringer er fastsatt. Dersom miljømålene er entydig definert i forhold til å ivareta et bestemt antall vannlevende arter, kan habitatkvaliteten optimaliseres med bruk av habitatmodeller. Resultatene av habitatmodellering fra et utall utforminger av elveleiet må da sammenlignes. Gode habitatjusteringer tilsier lavere nivå på miljøbasert vannføring. Gitt at bestemte habitatforhold skal oppnås kan hydrauliske modeller anvendes til å finne optimale utforminger av elveleiet for gitte vannføringer. I slike sammenhenger må mer avanserte hydrauliske modeller enn de forenklete som er presentert i foregående kapittel benyttes. Habitatmodeller vil kunne kvantifisere om det er mangel på raske vannhastigheter eller bestemte vanddyb, substratforhold eller vanddekt areal. Habitatforbedrende tiltak tilpasset det regulerte vannføringsregimet kan øke andelen med gunstige habitatforhold betydelig selv på lave vannføringer, og øke tetthetene av ungfisk (Harby & Arnekleiv, 1994). Habitatjustering for å bedre forholdene for fisk fordrer ofte at tiltakene vedlikeholdes for at de ikke skal forringes over tid.

4.4 Verktøy 3. Økonomiske verktøy



4.4.1 Oversikt over de økonomiske verktøyene

I dette delkapittelet gis ulike økonomiske verktøy knyttet til den foreslåtte metodikken.

Først gjennomgås en metode for forenklet analyse av kostnader og effekter av tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster. Direkte og indirekte tiltakskostnader gjennomgås, og det er laget et eget verktøy for å beregne kostnader forbundet med slipp av minstevannføring. En vurdering av å benytte et akseptkrav for tiltakskostnader er også utført. Tilslutt gis en vurdering av hvor realistisk det er å beregne samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med tap av vannkraftproduksjon.

4.4.2 Målsetting og avgrensning for forenklet metode for analyse av kostnader og effekter

Metoden ligner kostnadseffektivitetsanalyse som omtalt i WATECO CIS veileder, med noen forskjeller. Kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) og nytte-kostnadsanalyse (NKA) er foreslått til ulike formål under Vannrammedirektivet (Tabell 4).

Tabell 4. Formål for økonomisk analyse under Vannrammedirektivet (VRD) i henhold til CIS Guidance document No.4 s.65 (EC 2003a) og CIS Guidance document No. 1 (EC 2003b).

Formål for økonomiske analyser i VRD
NKA av uforholdsmessige tiltakskostnader for å vurdere SMVF status (utvelgingstest)
NKA av brukere og miljø for å bestemme grensen for MØP og GØP (tiltakskostnader vurderes ikke)
KEA som metode for å rangere tiltak i tiltaksplanen for å nå bestemte miljømål for vannområdet/-regionen

CIS guidance document No.4 (HMWB) skisserer skrittene i ”karakteriserings og utvelgelsesprosessen” for SMVF og fastsettelsen av miljømål. Her foretas (i) en foreløpig karakterisering av SMVF, etterfulgt av (ii) ”utvelgningstest” for SMVF som inkluderer en vurdering av om tiltakskostnader er uforholdsmessig dyre, etterfulgt av (iii) en fastsettelse av miljømål ved en definisjon av miljømål i form av maksimum og godt økologisk potensiale (MØP, GØP). CIS (HMWB) veilederen sier at i fastsettelse av miljømål for SMVF skal ikke uforholdsmessighet av tiltakskostnader vurderes, men at en nytte- kostnadsvurdering av vannbrukere og miljøet skal gjennomføres for å fastsette miljømålene MØP og GØP. Kostnadseffektivitetsanalyse anbefales i WATECO som et verktøy for å nå allerede definerte miljømål på billigst mulig måte (dvs. når SMVFER er utvalgt og miljømålet GØP definert).

Både for spørsmålet om endelig utpeking av SMVFER og definisjon av miljømål i SMVFER er NKA anbefalt som tilnærming. I denne rapporten er det imidlertid forutsatt at de på forhånd karakteriserte SMVFER nettopp *er* SMVFER inntil det kan vises at forekomsten kan oppnå god økologisk tilstand, og dermed ikke lenger er en SMVF. Med andre ord er det gjort en *kraftig forenkling* der en analyse av kostnader ved tiltak kun utføres under arbeidet med å fastsette miljømål. Hovedgrunnen til dette er at det er praktisk umulig å foreta en full KNA for alle SMVF i Norge. Dette var det antakelig ikke tatt høyde for da CIS veilederen ble laget. Tabell 4 kan derfor med fordel revideres for bruk i norsk sammenheng i en fremtidig norsk veileder.

Ønsket om å vurdere miljømål ved å bruke et på forhånd definert akseptkrav for tiltakskostnader bringer et element inn i analysen som ikke står eksplisitt omtalt i CIS-veilederne (der akseptkravet i praksis er nytten av å nå et miljømål). I metodeforslaget er derfor ”kostnadseffektivitet” brukt noe løst, og ikke slik man er vant til å se i WATECO eller SFTs Veiledere for Miljømål i Vannforekomster (SFT 1995).

4.4.3 Oversikt over metoden for kostnads- og effektivitetsanalyse

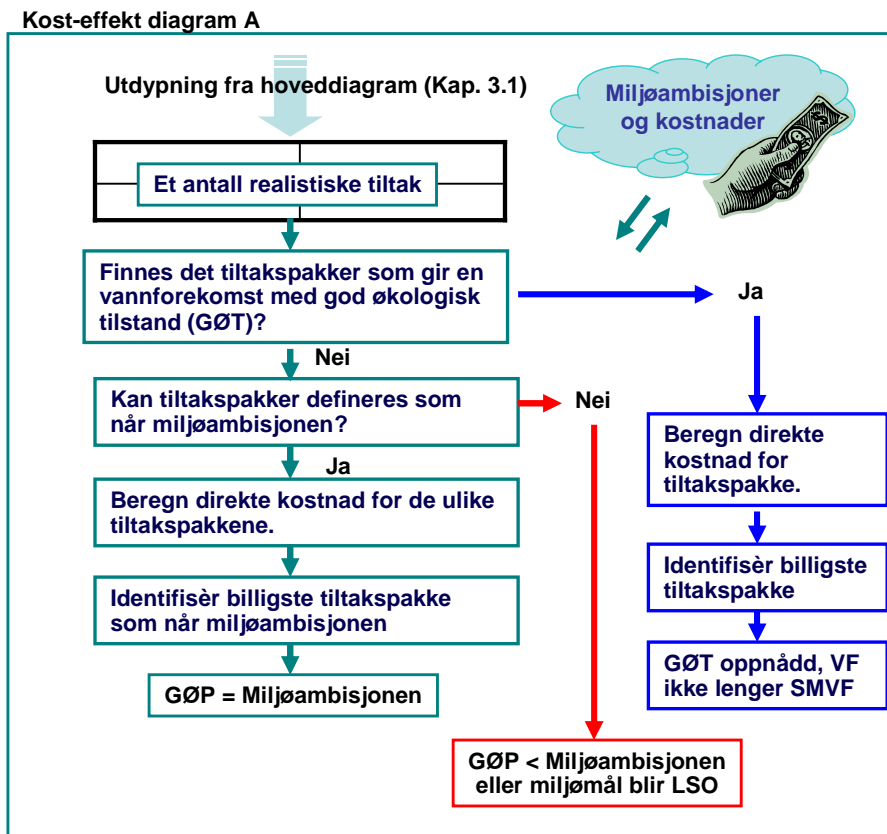
Figur 3 i Kapittel 3.1 gir et flytskjema over hovedmetodikken for å finne Godt økologisk potensiale (GØP). I denne metodikken inngår å rangere tiltakene etter en forenklet analyse av kostnader og effekter. I Flytdiagrammet i Figur 7 er derfor kostnads og effektvurderingene mer utdypet.

For å få til en entydig rangering av tiltak i en vannforekomst bør samlet ”tiltakseffekt” representeres av én enkelt indikatorart (ofte fisk). Det bør så langt det er mulig unngås å benytte flermåls-problemstillinger som oppstår med en streng anvendelse av alle de 5 kvalitetselementene som finnes i definisjonen ”økologisk status”, da dette vil komplisere bruken av en *forenklet* kostnads og effekt-vurdering.

Metoden er utviklet slik at vurderingen av tiltakskostnader mot et akseptkrav gjelder bare for vannforekomster som allerede er utpekt som SMVF kandidater. Miljøambisjoner for fisk, bunndyr og vannvegetasjon (som foreslått i Verktøykassen i Kapittel 4) antas å tilsvare en beskrivelse av godt økologisk potensiale (GØP) i sterkt modifiserte vannforekomster, og kan derfor brukes som utgangspunkt for vurderinger av SMVF kandidatene individuelt.

Det har vært et mål at metoden, slik den gjennomføres på VF-nivå, skal kunne utføres av ikke-økonomer.

Når det gjelder å verdsette *miljøkostnader* ved vannkraft finnes det flere ulike metoder. Vedlegg C gir en oversikt over disse.



Figur 7. Flytdiagram som viser hvordan en metode for kostnad og effekt-analyse vil kunne dele miljømålet for vannforekomsten inn i tre: GØT, GØP som oppnår miljøambisjonen, GØP som ikke oppnår miljøambisjonen, eller LSO/MSM.

4.4.4 Hvordan beregne tiltakskostnadene

Tiltakskostnader deles i direkte og indirekte tiltakskostnader (tabell 5, nedenfor), avhengig av den geografiske lokaliseringen av kostnadene i forhold til vannforekomstene der tiltaket gjennomføres, og om tiltakskostnadene kan verdsettes med tilgjengelige markedspriser eller alternative verdsettelsesmetoder. Informasjonskostnadene øker jo lenger unna tiltakseffekten er i tid og rom fra vannforekomsten der tiltaket gjennomføres, og dersom det ikke finnes tilgjengelige markedspriser for å kostnadsberegne tiltaket. Grovt sett er direkte tiltakskostnader de minst ressurskrevende å kvantifisere, etterfulgt av indirekte tiltakskostnader for kraftprodusenter utenfor konsesjonen (2) og indirekte tiltakskostnader for andre aktører (3).

Ettersom metoden skal sammenligne økologiske effekter av tiltak med samfunnsøkonomiske kostnader, vil indirekte tiltakskostnader i prinsippet inkludere alle ikke-økologiske effekter. Disse kan være både positive og negative, slik at man bør bruke begrepet *netto tiltakskostnader* (=kostnader – nytte).

Tiltakskostnader beregnes for konsesjonsperioden. Den samlede årlige (amortiserte) tiltakskostnaden i konsesjonsperioden sammenlignes med akseptkravet. Akseptkravet beregnes som produksjonstap, dvs. som en andel av verdien av den årlige kraftomsetningen for konsesjonæren.

Selv om det i prinsippet fortsatt kan gjøres en kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) vil en vid tolkning av tiltakskostnadsbegrepet gjøre at informasjonskravet blir sammenlignbart med en full samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse (NKA) av alternative miljømål. Derfor anbefales det en trinnvis vurdering av miljømål, først i forhold til direkte tiltakskostnader (1), for så å vurdere indirekte tiltakskostnader (2 & 3) etter behov.

Tabell 5. Samfunnsøkonomiske kostnader av tiltak for å bedre økologisk status/potensiale i en vannforekomst.

Kostnader(-)/nytte(+) forbundet med		Verdsetting av tiltakskostnad	
		Markedspriser	Ikke markedspriser (verdsettingsmetoder)
Avstand i tid og rom av tiltakseffekt fra vannforekomsten	<i>I eller rundt vannforekomsten</i>	Direkte tiltakskostnader (1): - Krafttap i vassdraget* ved endringer i vannføring og vannstandsbegrensninger - Fysisk habitatjustering - Fiskeutsetting - Kalking - andre tiltak (Vedlegg A)	Indirekte tiltakskostnader (3) + Friluftsopplevelser (båtliv, fiske, turgåing med mer.) + Ikke-bruksverdier
	<i>Nedstrøms vannforekomsten</i>	Indirekte tiltakskostnader (2) - Flom +/- Produktivitet i fiske +/- Rensekrav for VA	Indirekte tiltakskostnader (3) +/- Friluftsopplevelser (båtliv, fiske, turgåing med mer.) +/- Ikke-bruksverdier
	<i>Utenfor nedbørfeltet</i>	Indirekte tiltakskostnader (2) - Kraftproduksjon fra andre dyrere kilder enn vannkraft	Indirekte tiltakskostnader (3) - Miljøkostnader ved utslipp til luft av alternative energi-kilder

* I eksemplene fra Numedalslågen ble imidlertid kun krafttapet i den enkelte vannforekomst beregnet.

Fargekoden gir informasjonsbehovene for å kvantifisere tiltakskostnader:

Turkis – data fra konsesjonær eller tidligere erfaringstall eller modellering med for eks EnMag eller Vansimtap;

Grått – data fra Samkjøringsmodellen; og andre samfunnsøkonomiske utredninger.

Mørk blått: data fra verdsettingsmetoder koblet til hydrologi- og/eller økologimodeller.

▪ **Direkte tiltakskostnader (1)**

Direkte tiltakskostnader er definert som de som påføres samfunnet direkte av tiltak for å nå miljømålet. Herunder beregnes tiltakskostnader forbundet med investeringer og vedlikehold av fysiske inngrep for å bedre hydromorfologien i vannforekomsten, samt vannkrafttap ved for eksempel å øke eller innføre minstevannføringer, endre reguleringsbestemmelser, stenge overføringer osv, som definert i miljømålet. Tiltakskostnadene som er beskrevet skal være

realistiske, men er hypotetiske i den forstand at de ikke krever direkte utlegg, men fører til at samfunnet må skaffe kraft fra andre kilder. Det er for eksempel ikke innhentet kostnader i form av krafttap ved individuelle kraftstasjoner.

Tiltakskostnader for endringer i vannføring og magasinregulering må beregnes i forhold til et basisalternativ (utgangspunkt). CIS veilederne (WATECO og HMWB) gir ingen praktisk veiledning for hva som skal være basisalternativet i en nytte-kostnadsvurdering av miljømål. Det er imidlertid vanlig i prosjektanalyse å vurdere kostnader i forhold til en fremskrivning av dagens situasjon, i dette tilfellet i forhold til minstevannføring og reguleringskrav i eksisterende konsesjonsvilkår.

▪ **Indirekte tiltakskostnader for kraftproduksjon utenfor konsesjonen (2)**

Merkostnader i kraftforsyning for å dekke vannkrafttapet som følge av miljømål i konsesjonen består av en rekke faktorer som påvirker kraftoppdekningen både innenfor og utenfor selve vassdraget som vurderes. Vannsimtap med Samkjøringsmodellen kan brukes til å regne ut den totale kostnaden av å erstatte vannkrafttap i et bestemt nedbørfelt (fra bestemte vannforekomster) med alternative, dyrere kraftkilder. Indirekte tiltakskostnader som definert her tilsvarer derfor den totale samfunnskostnaden av å skaffe alternativ kraft til det som går tapt fra vassdraget, og til en litt høyere pris.

Tiltak for å nå GØP som forsterker naturlig variasjon i vannføring (for eksempel avrenningsbasert minstevannføring) kan øke flomrisiko nedstrøms. Kostnader av endringer i flomrisiko som resultat av endret vannføring og magasinregulering kan gjennomføres med NVEs Veileder for NKA av flomsikringstiltak (NVE 2001).

Der kloakkavløp slippes i en elvestrekning eller vannforekomst som får økt vannføring som følge av tiltak for å nå GØP, kan i prinsippet rensekrav reduseres. Rensekrav er imidlertid også bestemt av tekniske rensekrav som er uavhengige av resipienten, slik at det er lite sannsynlig at dette blir en aktuell vurdering i mange vannforekomster. Drikkevannsinntak under dagens LRV vil neppe berøres direkte av tiltak for å nå GØP, da disse vanligvis reduserer reguleringsgrad i magasiner (om de brukes til drikkevann). I unntakstilfelle kan dette være et spørsmål nedstrøms dersom oppstrømtiltak virker forsterkende på naturlig variasjon i fyllingsgrad for drikkevannsmagasiner. Kostnader av endringer i rensekrav til vann- og avløp som resultat av endringer i vannføring, eller nyinvesteringer i infrastruktur (for eksempel vanninntak) på grunn av endringer i reguleringshøyder, kan beregnes som tillegg i investerings- og driftskostnader. Disse må være en direkte følge av endringer i vannføring/regulering for å oppnå bedre økologi i forhold til dagens situasjon.

▪ **Indirekte tiltakskostnader for andre aktører (3)**

I vannforekomster både innenfor og utenfor konsesjonen som er til vurdering kan landskapsinngrep, endring i vannstand og vannføring føre til velferdsendringer hos andre vannbrukere og aktører enn kraftbransjen, som for eksempel fritidsfiskere, turgåere, hytte- og boligeiere langs vannforekomsten og nedstrøms. Noen generelle konsekvenser for disse andre vannbrukerne er listet i tabellen over tiltakskostnader og -effekt (Vedlegg A). Verdsetting av ikke-prissatte effekter av vassdragsreguleringer og -inngrep på friluftsliv kan gjøres med en rekke metoder fra miljø- og ressursøkonomi (Navrud 2004, se tabell i vedlegg C). Felles for disse metodene er at de ofte krever datainnsamling lokalt for å fange opp lokal vannbruker-adferd. De har derfor høyere informasjonskostnader enn for eksempel kjøring av etablerte modeller som Vannsimtap/Samkjøringsmodellen. I noen tilfeller kan verdsettingsestimater overføres mellom vannforekomster og nedbørfelt (Berge m.fl. 2003, Navrud 2004), men dette krever en lokalitets-spesifikk vurdering som ikke er illustrert her.

Kostnader på aktører utenfor Norge i form av miljøeffekter av alternativ kraftproduksjon via utslipp av regional luftforurensning og klimagasser er ikke tatt med⁶.

4.4.5 Hvordan estimere kostnader ved slipp av minstevann

Et typisk eksempel på tiltak er slipp av minstevannføring på strekninger hvor man tidligere har brukt alt vann til vannkraftproduksjon. Kvantifisering av den *økologiske nytten* av minstevannføring vil avhenge av mange faktorer, inkludert hvilke andre tiltak (terskler, habitatjusteringer) som iverksettes. Uansett regnes slipp av minstevann som en forutsetning for å få tilbake liv i tørrlagte elvestrekninger, og hindre brudd av økologisk kontinuum, som Vannrammedirektivet forutsetter for å nå GØP. Dette tiltaket vil derfor komme opp til vurdering i mange fremtidige vilkårsrevisjoner og alle nye konsesjonssøknader. Slipp av minstevann innebærer imidlertid tap av vannkraftproduksjon, og årskostnader forbundet med produksjonstap blir fort store. Vi har derfor foreslått en enkel metode for å regne ut omtrentlig størrelse på produksjonstap, til hjelp for vannforvaltere.

Verktøyet er beskrevet i Vedlegg B. Tabellene i vedlegget gir både en generell metodikk for beregning av slike kostnader, og en liste over hvilken informasjon som må til for å kostnadssette dette. Verktøyet gir en omtrentlig beregning, med et informasjonsbehov som er begrenset til lett tilgjengelig informasjon om kraftverkets fall og årlig hydrologisk variasjon i vannføring. Tabellen kan dermed brukes av vannforvaltere for å kontrollere beregninger fremlagt av konsesjonæren, eller for å estimere tapt produksjon uten å ta kontakt med konsesjonæren. Til tross for flere grove antagelser som er innbakt i metodikken, antas det at tapt GWh produksjon fra et gitt krav til minstevann skal kunne anslås med +/- 5% nøyaktighet. Mye større usikkerhet knyttes til antagelsene om energiprisene og kostnader for det norske samfunnet.

Vedlegg B inneholder også et regneeksempel som er typisk for norske kraftverk i et større vassdrag som Numedalslågen. Eksemplet viser at et nytt krav til minstevannføring ofte kan gi mange millioner kroner per år i tap. På den annen side er minstevannføring ofte en grunnleggende forutsetning for å gjenopprette naturlig økologisk liv og kontinuum i elva, og det er viktig at tiltaket utforskes med grundighet. Dette betyr at størrelsen på og variasjoner i minstevannføring bør utredes i detalj, både under vinterforhold og spesielt sommerforhold.

Det må legges til at tapt vannkraftproduksjon i Norge alltid fører til et behov for tilsvarende alternativ kraftproduksjon. I dagens nordiske kraftsystem vil slike tap som regel måtte erstattes av termisk kraftproduksjon med tilhørende klimagassutslipp. Dette diskuteres kort under avsnitt 4.4.7.

4.4.6 Innføring av et akseptkrav for tiltakskostnader

NVE ønsket en vurdering av å innføre et samfunnsmessig akseptkrav for tiltakskostnader. I denne rapporten er det brukt som eksempel x % av kraftomsetningen på nasjonalt nivå. I eksemplene er x satt til 5%, dette kun for å få en håndterbar sats som kan brukes til å illustrere anvendelsen av et øvre nivå på tiltakskostnader. Uavhengig av nivået på akseptkravet som velges er det noen prinsipielle spørsmål som kan diskuteres. Flytdiagram B (Figur 8) illustrerer en mulig tilnærming på hvordan et akseptkrav kan benyttes i en analyse.

For å gjøre akseptkravet operativt i en handlingsplan for nedbørfeltet og videre relevant for konsesjonsbehandling må det gjøres noen antagelser:

- Akseptkravet kan antas å fordeles over nedbørfelt i Norge i forhold til nedbørfeltets andel av nasjonal kraftproduksjon. Det vil si at alle nedbørfelt gis samme prosentvise akseptkrav, noe som gir rom for samme prosentvise tiltakskostnader som andel av nedbørfeltets kraftomsetning.

⁶ Eksterne kostnader av alternativ kraftproduksjon kan eventuelt beregnes ved hjelp av resultater fra EU-prosjektet ExternE (<http://www.externe.info/>)

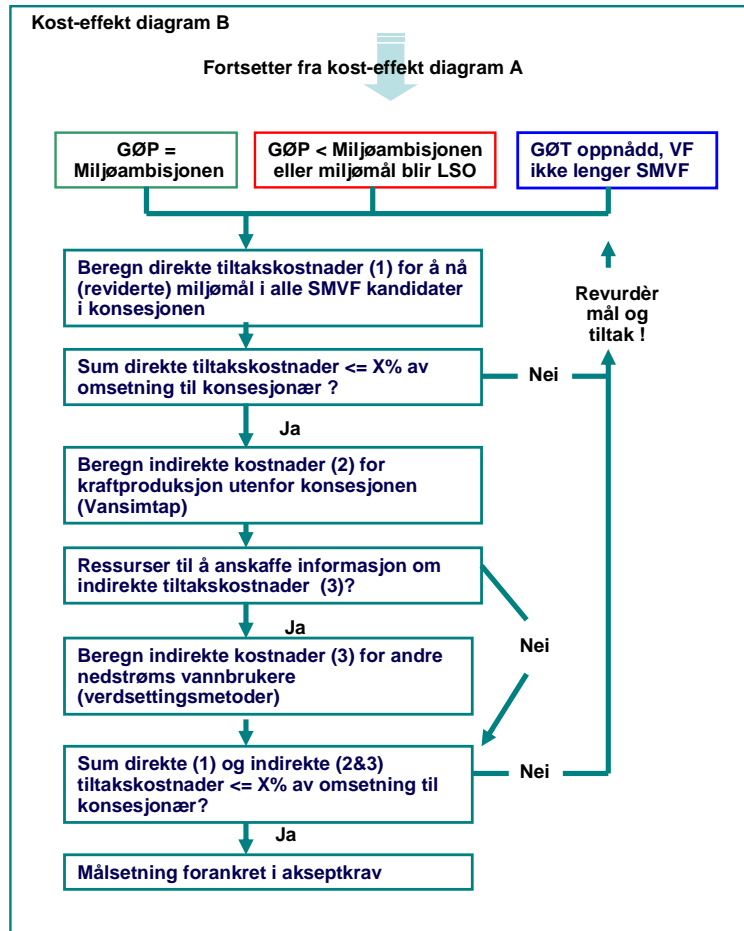
- Akseptkravet kan også fordeles som en prosentandel av hver GWh med middel årsproduksjon over kraftverk i alle nedbørfelt. I dette ligger det også en antagelse om at man ikke tillater særbehandling av individuelle kraftprodusenter når konsesjonene tas opp til fornying (begrunnet i for eksempel konkurranselovgivning). Tiltakskostnader som % av omsetning under denne antagelse vil være lik på tvers av kraftprodusenter/konsesjonærer.

Ut fra dette er det ikke "rett frem" å fordele akseptkravet i en konsesjon over vannforekomstene som miljømålet gjelder for, og som tiltakskostnadene beregnes for. Flere regulerte magasiner og elver bidrar ofte komplementært til kraftproduksjon i én bestemt kraftstasjon (se f.eks. prinsippskissen i figur 10; Kapittel 5). Det er derfor ikke uproblematisk å velge en fordelingsnøkkel for bidraget hver vannforekomst gir til en kraftproduksjon i et bestemt kraftverk.

Derfor foreslår vi *foreløpig* å vurdere totale tiltakskostnader for en konsesjonær mot et akseptkrav for konsesjonæren.

På grunn av årlig variasjon i kraftpriser bør omregning av akseptkravet fra GWh til pengeverdier gjøres basert på en kalkulasjonspris i kr/GWh som ikke fører til store forskjeller i den reelle verdien av akseptkravet mellom tidspunktene konsesjoner tas opp til vurdering. Noen form for glidende historisk gjennomsnitt av 1-års fastpriskontrakter kunne sørge for noe stabilitet samtidig som det tok høyde for strukturelle endringer i kraftprisen. På samme måten som definisjonen av akseptkravet som en % av kraftproduksjon er vilkårlig vil valg av kalkulasjonspris være det. Det viktigste er at den fører til en konsistent vurdering av miljømål på tvers av vannforekomster og nedbørfelt.

For Numedalslågen med årlig middel kraftproduksjon på 2251 GWh, kan et akseptkrav på eksempelvis $X=5\%$ av GWh tilsvare tiltakskostnader for hele nedbørfeltet på omlag 24 millioner kroner/år. For en hypotetisk konsesjon som inkluderte kraftverkene Nore I og II (918 GWh) ville akseptkravet være omlag 10 millioner kroner/år.



Figur 8. I Kost-effekt diagram B er kostnader og effekter relatert til et akseptkrav på $x\%$ produksjonstap. I eksemplene i denne rapporten er x satt til en vilkårlig verdi på 5% .

4.4.7 Informasjonskrav til kostnadsvurderingene av miljømål

Bruk av akseptkrav kan motiveres med å (i) redusere informasjonsbyrden ved å dokumentere samfunnsøkonomisk nytte av tiltak for hver vannforekomst/nedbørfelt, og (ii) gi entydige føringer på en definisjon av "uforholdsmessige kostnader" for næringslivet og/eller samfunnet. Bruk av samme prosentvise akseptkrav for totale tiltakskostnader mellom nedbørfelt er en implisitt antagelse om at den samfunnsøkonomiske nytten av tiltakene på tvers av nedbørfelt er proporsjonal med kraftomsetningen i nedbørfeltene. Avhengig av forskjeller i effektiviteten i kraftverkene som blir berørt (se prinsippskisse figur 10; Kapittel 5) og lokale spesifikke økologiske forhold i vannforekomster, vil det imidlertid være forskjeller på hvilke økologiske tilstandsforbedringer som oppnås. Med varierende vannbruk mellom vannforekomster og nedbørfelt vil dette videre medføre variasjon i samfunnsøkonomisk nytte av tiltakene som ikke er proporsjonal med kraftomsetningen for nedbørfeltet. "Slavisk" bruk av et tallfestet (%) akseptkrav for tiltakskostnader i fastsettelse av miljømål medfører derfor at man går glipp av muligheten til å veie tiltaksnytte mot -kostnader på tvers av konsesjoner eller nedbørfelt ved hjelp av nytte-kostnadsanalyse. Den samfunnsøkonomiske kostnaden av implementering av VRD blir derfor høyere enn ved bruk av nytte-kostnadsanalyse.

Det er likevel fortsatt mulig å bruke en tilnærming med akseptkrav i miljømålsfastsettelse der man antar at samfunnsøkonomiske tap ved "å dra alle nedbørfelt over en kam", mer enn oppveies av innsparing i informasjonskostnader ved dokumentasjon av tiltaksnytte i hvert nedbørfelt

Det vil bli et stigende informasjonskrav ved kvantifisering av ulike tiltakskostnader og det er derfor anbefalt at vurderingen av miljømål først gjøres mot direkte tiltakskostnader, så indirekte tiltakskostnader for kraftprodusenter utenfor konsesjonen som er til behandling, og om tilstrekkelig ressurser er tilstede kvantifisering av indirekte kostnader på andre aktører (flytdiagram B; figur 8). Vurderingen av tiltakskostnader mot et akseptkrav er likevel utsatt for tilsvarende høye informasjonskrav som en samfunnsøkonomisk NKA, dersom det skal inkludere indirekte tiltakskostnader (2&3 i tabell 5). I eksemplene i kapittel 5 har vi unnlatt å vurdere ikke-prissatte nedstrøms indirekte kostnader (3) pga. av ressursmangel. Det er sannsynlig at dette blir for ressurskrevende også andre steder. Vi hadde ved gjennomarbeiding av eksemplene bare unntaksvis resultater fra Vansimtap på indirekte kostnader (2) for kraftprodusenter nedstrøms, fordi Vansimtapkjøringer er tidkrevende. Ved å begrense vurderingen til direkte tiltakskostnader (1) for konsesjonæren/kraftprodusenten blir det mindre sannsynlig at akseptkravet overstiges, enn om alle indirekte tiltakskostnader også hadde vært inkludert⁷. I praksis vil man derfor ha større sannsynlighet for å fastsette strengere miljømål for SMVF kandidater, med høyere tiltakskostnader for konsesjonæren og samfunnet, enn om alle tiltakskostnader hadde vært tatt med i miljømålsvurderingen fra starten av.

For nedbørfeltsmyndigheter blir det derfor en avveining mellom større informasjonskostnader i vurdering av handlingsprogrammet på en samfunnsøkonomisk optimal måte, versus større samfunnsøkonomiske tap enn nødvendig under implementeringen i tråd med Vanddirektivets miljømål.

4.4.8 Samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med tiltak som reduserer vannkraftproduksjon

En vurdering er utført av hvilke samfunnsøkonomiske kostnader som påføres det norske samfunnet dersom vannkraftproduksjonen blir redusert i et bestemt vassdrag. Det er mulig å simulere effekten for hele kraftsystemet i Norden med bruk av Samkjøringsmodellen. Samkjøringsmodellen bruker resultater fra produksjonssimuleringer utført av Vansimtap for å modellere kraftproduksjon over hele Norden. Den bygger på antagelser om etterspørsel og priselastisitet, samtidig som den rapporterer hvordan kraftoppdekningen skjer fra alle tilgjengelige produksjonsverk i dagens system. Dermed kan man få modellert de prismessige og samfunnsøkonomiske konsekvensene av en påført endring i vannkraftproduksjon i et bestemt vassdrag. Samkjøringsmodellen er svært kompleks og sofistikert, men likevel kan den ikke ta hensyn til alle sider av det reelle kraftmarkedet i Norden. Man kan si at den modellerer et idealisert Nordisk kraftsystem med en antagelse om fornuftige prioriteringer i bruk av ressurser. I realiteten er det Nordiske kraftmarkedet utsatt for varierende reaksjoner fra en rekke aktører som handler ut fra sine bedriftsøkonomiske prinsipper. Derfor er ikke svaret som Samkjøringsmodellen gir oss det som nødvendigvis representerer den reelle prisutviklingen og responsen i systemet ved et bortfall av vannkraftproduksjon.

Forsøket med å benytte Samkjøringsmodellen har vist at modelleringen blir altfor kompleks til å kunne brukes i forbindelse med tiltaksplanlegging av alle vassdrag i Norge som har betydelig vannkraftproduksjon. Det er upraktisk å utføre slik avansert modellering mange ganger i samme tidsrom for simulering av forskjellige tiltak i flere vassdrag.

Modelleringen som NVE har utført sammen med prosjektkonsortiet var likevel nyttig i at den beviste den sterke sammenhengen som eksisterer mellom tapte vannkraftproduksjon i Norge og erstattet kraftproduksjon fra termiske kraftstasjoner, hovedsakelig i Tyskland og Danmark. Dette ga en bekreftelse på at systemet er såpass integrert i dag at tapte vannkraftproduksjon vil bli erstattet av

⁷ Dersom man antar at netto indirekte tiltakskostnader er større enn null. Dvs. at samlede kostnader ved krafttap utenfor konsesjonen overstiger samlet netto-nytte for vannbrukere av tiltakene for å nå god økologisk status.

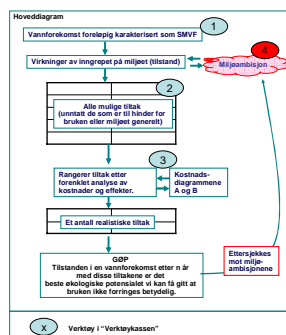
termisk kraftproduksjon fra eksisterende anlegg. Vannkraft er klimamessig gunstigere enn produksjon basert på fossile brennstoff. Gitt et fortsatt voksende kraftforbruk, vil resultatet av tapt vannkraftproduksjonen forårsaket av Vanndirektivet være økt klimagassutslipp på kontinentet.

Det kunne dermed argumenteres som en ytterlighet at alle tiltak som reduserer vannkraftproduksjonen i betydelig grad bør ekskluderes siden de fører til negative effekt på "the wider environment". Derimot må dette oppveies mot det store behovet for minstevannføring og for endringer i overføringer og reguleringer som ofte må innføres for at noen som helst forbedring i økologisk tilstand kan oppnås.

Konklusjonen fra de forsøk som ble gjort for å beregne samfunnskostnader ved tapt vannkraftproduksjon viste at kostnadene er vanskelig kvantifiserbare og trenger en meget sofistikert modellering som bare tre-fire kompetansmiljøer i Norge behersker i dag. Modellen beregner kun kostnader relatert til kraftsektoren, og kostnader knyttet til andre brukerinteresser og miljøeffekter må estimeres separat.

Metodikken for å fastsette GØP må dermed utvikles med mindre grad av kvantifisering enn opprinnelig tenkt. Det som kan kvantifiseres er tapt produksjon i form av GWh per år i gjennomsnitt. Det foreslås at disse tallene brukes videre siden de relaterer seg direkte til kraftbalansen i Norden og den viktige kraftoppdekningsdebatten som kommer i årene fremover. Det er ikke anbefalt for øyeblikket å forske videre på samfunnsøkonomisk kvantifisering av tapt produksjon, inntil andre usikkerheter (som dose-respons problematikken) er redusert.

4.5 Verktøy 4. Forslag til og bruk av miljøambisjoner



4.5.1 Hvorfor foreslå ”miljøambisjoner”?

Det hadde teoretisk sett vært mulig å gjennomføre metodikken med å sette miljømål i sterkt modifiserte vassdrag kun gjennom en forenklet kost-effekt analyse av tiltakene. Miljømålet ”GØP” blir per definisjon bestemt ut fra det miljøet man får ved de mest effektive tiltakene til en akseptabel samfunnsmessig kostnad. Imidlertid blir dette en noe teoretisk øvelse, og vi har vanskelig å tro at man i praksis ikke vil ha behov for mer konkrete miljømål – eller ”miljøambisjoner” – som kan bidra til å beskrive en ønsket miljøtilstand for ulike parametre. Vi har derfor utfordret biologer til å foreslå et sett med ønsket miljøtilstand, eller miljømål, i ulike typer sterk modifiserte vannforekomster, for tre forskjellige parametre: Fisk, bunndyr og vannvegetasjon. Graden av konkretisering varierer nødvendigvis, og må tilpasses den enkelte forekomst. En slik tilpasning er forsøkt utført i eksemplifiseringen av Numedalslågen. Uansett behov for konkretisering mener vi at disse miljøambisjonene bør lette arbeidet med å utarbeide miljømål; og vil ikke minst kunne gjøre det mulig å utføre etterundersøkelser etter at tiltak er utført:

- Førte tiltaket til at GØP = miljøambisjonen?
- Førte tiltaket til at GØP > miljøambisjonen?
- Førte tiltaket til at GØP < miljøambisjonen?

I de miljømållistene som er foreslått nedenfor, finnes også enkelte forslag til tiltak. Noen av disse tiltakene er ikke godt utprøvde, og de er derfor ikke med i de tabellene som finnes i Verktøy 2 (Vedlegg A). Vi har allikevel valgt å ta de med her, dette fordi de ”etablerte” tiltakene ikke alltid dekker alle de kvalitetselementene som VRD omfatter.

4.5.2 Miljømålliste for fisk i SMVFER

Utfordringer:

I mange innsjøer, magasiner og elvemagasiner vil man komme til å stå overfor spørsmålet om forvaltning av fiskesamfunn med flere fiskearter. Hvis målet er å ivareta produksjon av ørret, vil tilstedeværelse av andre fiskearter ha stor betydning for produksjonen av ørret uavhengig av regulering. Regulering der flere fiskearter er tilstede vil ytterligere kunne forandre produksjonsgrunnlaget av ørret.

Mens ørret gyter i elver og bekker, og yngel oppholder seg her i 1-3 år før utvandring til innsjø eller magasin, vil andre fiskearter stort sett gyte i innsjø/magasin. Ved nærvær av sik og røye møter ørret konkurranse om planktonisk næring ute i de frie vannmasser, abbor og ørekyt gir næringskonkurranse i strandsonen og gjedde er en viktig rovfisk i strandsonen. Røye er en mer typisk kaldtvannsart enn sik, og innsjøbassengets utforming og derved temperatur er faktorer som kan avgjøre hvilken av de to artene som betyr mest som konkurrent for ørret. Ved regulering blir næringstilbudet fra strandsonen redusert, og effekten av regulering på ørret blir større ved nærvær av sik/røye fordi ørret ikke kan kompensere næringstapet ved å slå over på planktonisk føde. Dersom også abbor (konkurrent/predator) og gjedde (predator) er tilstede i strandsonen, vil ørret bli svist mellom en regulert strandsone med hard næringskonkurranse og stor predasjonsrisiko på den ene siden, og en pelagisk sone med sik og røye som konkurrenter på den annen. Også uten regulering vil en slik type innsjø ha liten produksjon av ørret.

Dette kan bety at en vannforekomst som er sterkt modifisert ikke er egnet til å opprettholde et levedyktig miljø for både sik, ørret og røye. Hva som er et "direktiv-vennlig" mål her – økologisk biomangfold eller en levedyktig fiskebestand – kan diskuteres, men her velges "beste praksis" og fiskeribiologenes råd, som er å inkludere og forvalte alle fiskearter i et fiskesamfunn. Et av de viktigste forvaltningsgrepene er å ikke introdusere nye fiskearter eller andre organismer til en vannforekomst.

Under er noen eksempler på konkrete miljømål – eller miljøambisjoner – i utvalgte typer vannforekomster. Listen er ment som en idèliste som ikke skal brukes ukritisk. Hver vannforekomst må vurderes ut fra egne karakteristika. Merk at noen av de foreslåtte tiltakene er mindre utprøvde, og derfor ikke i Tiltakstabellen (Vedlegg A, Verktøy 2).

Type vannforekomst/vassdragsenhet og fiskesamfunn	Eksempler på miljøambisjoner for SMVF basert på tiltak. Kode for tiltak refererer til Vedlegg A.
<p>Isolert bekke-elvestrekning med minstevannføring.</p> <p>I klart og kalkfattig vann, med ørret og eventuelt ørekyt. Det er ikke mulig for fisk å vandre til tilstøtende innsjø/magasin/elvemagasin.</p>	<p>Abiotisk ambisjon: Elementer av opprinnelig vassdragsnatur skal ivaretas, kulp-stryk ved å sikre det vesenligste av hydraulisk og hydrologisk mangfold.</p> <p>Miljøambisjon fisk: Stasjonær selvreproduserende ørretbestand, med jevn rekruttering (naturlig aldersstruktur) uten dødelighet knyttet til abiotiske faktorer forårsaket av minstevannføringen (stranding, bunnfrysing).</p> <p>Praktisk forventning: Stasjonær ørretbestand med vanlig fangststørrelse ca 25 cm. Totalproduksjon (kg/areal) er begrenset av elvearealet, mens kvalitet er avhengig av rekruttering, næringsgrunnlag og beskatning.</p>
<p>Bekke-elvestrekning med minstevannføring med vandringsmulighet for fisk å vandre til tilstøtende innsjø/magasin/elvemagasin.</p> <p>I klart og kalkfattig vann, med ørret og eventuelt ørekyt på rennende vann.</p>	<p>Abiotisk ambisjon: Elementer av opprinnelig vassdragsnatur skal ivaretas, kulp stryk ved å sikre det vesenligste av hydraulisk og hydrologisk mangfold.</p> <p>Miljøambisjon fisk:</p> <p>i) Stasjonær elvelevende ørret og</p> <p>ii) Vandrende ørret mellom elv og tilstøtende innsjø/magasin/elvemagasin.</p> <p>For begge bestander (i og ii over) skal det være jevn rekruttering (naturlig aldersstruktur) uten dødelighet knyttet til abiotiske faktorer forårsaket av minstevannføringen (stranding, bunnfrysing).</p> <p>Praktisk forventning:</p> <p><i>Stasjonær ørretbestand</i> med vanlig fangststørrelse ca 25 cm. Totalproduksjon (kg/areal) er begrenset av elvearealet.</p>

	<p><i>Produksjon av vandrende ørret vil foregå i tilstøtende innsjø/magasin/elvemagasin og vil derfor avhenge av fiskesamfunn, rekruttering, beskatning og næringsgrunnlag:</i></p> <ol style="list-style-type: none"> i. Ørret ii. Ørret, ørekyt iii. Ørret, ørekyt, røye iv. Ørret, ørekyt, røye, sik v. Ørret, ørekyt, sik og evt. røye, abbor <p>Tiltak (terskler, endret vannføringsregime) vurderes utfra sannsynligheten for økt bestand av ørekyt, sedimentasjon (substrat) og begroing.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde over 10 m med ørret og røye, eventuelt med ørekyte</p>	<p>Miljøambisjon fisk: Ørret og røye skal ha god kvalitet. Ørret skal ha jevnt god vekst fram til 25-35 cm med rød kjøttfarge. Røye skal ha jevnt god vekst fram til 20-25 cm. Begge arter skal ha naturlig rekruttering.</p> <p>Praktisk forventning: Vanlig fangststørrelse skal være 30-40 cm hos ørret og 20-30 cm hos røye. Sikre jevn rekruttering hos ørret. Kontrollere rekrutteringen hos røye. Total-produksjonen (antall kg fisk) er avhengig av magasinarealet i produksjonsperioden, reguleringshøyden og næringsstatus, men potensialet for god kvalitet av begge arter er til stede. Innslag av storvokst fiskespisende ørret er forventet.</p> <p>Tiltak: M4c - Sikre oppgang for ørret til gytebekker, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann. Riktig beskatning for å balansere forholdet mellom ørret og røye. M2. Rekruttering hos røye kan reguleres ved senking og derved tørrlegging av gyteplasser og/eller målrettet beskatning. Riktig forvaltning krever kartlegging av begrensende faktor.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde over 10 m med ørret, røye og sik, eventuelt også med ørekyte</p>	<p>Miljøambisjon fisk: Selvreproduserende bestand av ørret av middels kvalitet, med et visst innslag av storvokste, fiskespisende individer. Det er et mål at minst en av de pelagiske artene røye og sik har god kvalitet; hvilken art bestemmes av innsjøbassengets utforming. Det kan ikke forventes tett ørretbestand.</p> <p>Praktisk forventning: Vanlig fangststørrelse av ørret opp mot 30 cm av middels kvalitet, med et visst innslag av storvokste fiskespisere.</p> <p>I grunne sjøer vil produksjon av sik kunne dominere, mens røye her vil være sparsom.</p> <p>I dype sjøer vil sik og røye kunne sameksistere, men kvaliteten vil kunne være under middels.</p>

	<p>Tiltak: M4c Sikre oppgang for ørret til gytebekker, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann. Riktig og til dels hard beskatning for å balansere forholdet mellom sik og røye og for å gi "rom" for ørret.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde 3-5 m, hvor det kan vurderes om vannforekomsten kan tilbakeføres til god økologisk status (miste SMVF-stempelet).</p> <p>Innsjøer med ørret, ørret-røye, ørret-røye-sik, og eventuelt andre fiskesamfunn må vurderes separat.</p>	<p>Miljøambisjon fisk: Målsetting avhengig av fiskesamfunn, men økologisk status i innsjøen skal tilsvare nabo-innsjøer som ikke er regulerte, dvs. det bør i utgangspunktet være et mål å ha et fiskesamfunn som tilnærmet er upåvirket av regulering.</p> <p>Der ørret er alene gjelder: Ørret skal ha god kvalitet. Ørret skal ha jevnt god vekst fram til 25-35 cm med rød kjøttfarge. Ørret skal ha naturlig rekruttering på innløps- eller utløpselv.</p> <p>Praktisk forventning: Vanlig fangststørrelse hos ørret skal være 30-50 cm. Sikre jevn rekruttering hos ørret. Kontrollere rekrutteringen hos røye når denne er tilstede. Totalproduksjonen (antall kg fisk) er avhengig av magasinarealet i produksjonsperioden, reguleringshøyden og næringsstatus, men det er potensiale for god kvalitet av begge arter. Innslag av storvokst fiskespisende ørret er forventet der det også finnes røye.</p> <p>Tiltak: M4c Sikre oppgang for ørret til gytebekker, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann. M1d. Riktig beskatning for å balansere forholdet mellom ørret og røye. M2 Rekruttering hos røye kan reguleres ved senking og tørrlegging av gyteplasser. Riktig forvaltning krever kartlegging av begrensede faktorer.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med ørret, og abbor og gjedde som en del av fiskesamfunnet</p>	<p>Miljøambisjon fisk: Må avgjøres på grunnlag av vannkvalitet, reguleringshøyde/innsjøutforming og fiskesamfunn, men selvrekrutterende ørretbestand kan opprettholdes. Gjerdde, abbor, sik og røye skal være i god vekst og ha stor andel unge individer (< 5 år).</p> <ul style="list-style-type: none"> i) Ørret, ørekyte, abbor, gjerdde. ii) Ørret, ørekyte, abbor, gjerdde, sik iii) Ørret, ørekyte, abbor, gjerdde, sik, røye <p>Praktisk forventning: Fra i-iii) vil det være synkende mengde og kvalitet på ørret. Ved økt tilførsel av næringsalter vil det for alle kategorier fiskesamfunn bli dramatisk mindre produksjon av ørret, til fordel for sik, abbor og gjerdde. Denne prosessen forsterkes ved økt reguleringshøyde.</p>

	<p>Stor bestand av abbor i strandområder, stedvis tett bestand av gjedde i strandområder med vegetasjon. Sik og røye vil ha pelagisk levevis, til dels profundalt.</p> <p>Tiltak: M4c Sikre oppgang for ørret til gytebekker, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann. M1d Riktig og til dels hard beskatning av alle arter unntatt ørret. Beskatning av stor gjedde og stor abbor (uttak av kannibaler) vil øke rekrutteringen og derved gi tettere bestand av unge individer av gjedde og abbor (< 3 år).</p> <p>Ekstremt viktig å opprettholde næringsfattig vannkvalitet og en strandsone med lite vegetasjon.</p>
<p>Elvemagasin i opprinnelig elveleie med ørret, ørekyte som del av fiskesamfunn.</p> <p>Elvemagasinet vil være høyproduktive, og ha et intermediært preg mellom innsjø og elv.</p>	<p>Miljøambisjon fisk: Selvreproduserende ørretbestand med mengde og kvalitet avhengig av fiskesamfunn.</p> <ul style="list-style-type: none"> i) Ørret Stor produksjon av ørret med god kvalitet ii) Ørret, ørekyt: Stor produksjon av ørret med god kvalitet iii) Ørret, ørekyt, røye: Stor produksjon av ørret med god kvalitet. iv) Ørret, ørekyt, røye, sik: Forekomst av ørret med rimelig kvalitet, og stor produksjon av sik med meget god kvalitet. v) Ørret, ørekyt, sik, røye, abbor, gjedde: Ytterst sparsom ørretbestand, stor produksjon av sik, abbor og gjedde. <p>Praktisk forventning: Ørret vil med økende antall andre fiskearter i økende grad begrense sin habitatsbruk til strømmende vann, primært i øvre del av elvemagasinet og i sidebekker. Abbor og sik vil dominere fiskesamfunnet (mengde/produksjon) i stillestående/stilleflytende deler av elvemagasinet.</p> <p>Tiltak: M4c Sikre oppgang for ørret til hovedelvas innløp til elvemagasinet, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann (se kategori 2). M1d Riktig og til dels hard beskatning av alle arter unntatt ørret. Beskatning av stor gjedde og stor abbor (uttak av kannibaler) vil øke rekrutteringen og derved gi tettere bestand av yngre individer av gjedde og abbor.</p> <p>Ekstremt viktig å opprettholde næringsfattig vannkvalitet og en strandsone med lite sumpplanter.</p>

Lakseførende elvestrekninger	Det er i denne rapporten ikke laget generelle miljøambisjoner for laks i regulerte vassdrag. Programmet Miljøbasert vannføring i regi av NVE har resultert i en mengde ny litteratur om emnet, som NVE nå er i ferd med å sammenstille. Det antas at en slik sammenstilling også vil innebære en oversikt over habitatpreferanser (med fokus på vannføring) hos laks ved ulike årstider og livssyklusstadier.
-------------------------------------	---

4.5.3 Miljøambisjonsliste for bunndyr i SMVfer

Bunndyr (makrovertebrater) er små organismer som lever på bunnen av elver og innsjøer. De fleste artene er insekter som har larve, nymfe eller puppestadier her, men snegl, fåbørstemark, igler og krepsdyr er også vanlige. De mest brukte dyregruppene ved vurdering av biologiske effekter er insektgruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Bruk av de øvrige gruppene begrenses av mangel på kunnskap.

Det er et faktum at bunndyrproduksjonen og mangfoldet i regulerte innsjøer reduseres. Hvor stor reduksjonen blir, avhenger først og fremst av regulerings høyde, og noe av tørleggingens varighet. Dette får negative konsekvenser for de fiskepopulasjonene som ernærer seg av bunndyr i strandsonen, i særlig grad ørret.

I elvemagasin er det oftest nye habitater ved oppdemningen, fra strykområder med rasktstrømmende vann til roligstrømmende eller stillestående vann. Produksjonen og artssammensetningen av bunndyr endres. Et habitat med roligstrømmende/stillestående vann vil ofte ha lavere produksjon enn strykparter. I et elvemagasin kan dette, mer eller mindre, kompenseres ved at oppdemt areal, tilgjengelig for bunndyrproduksjon, som regel er større enn arealet var i tidligere strykparter. Dette forutsetter at det ikke er periodevis tørlegging av større strandområder. Imidlertid er bunnssubstratets heterogenitet oftest langt større på strykestrekninger enn på rolige områder, og det reelle arealet tilgjengelig for bunndyrproduksjon vil derfor være langt større på strykestrekninger. Det biologiske mangfoldet forventes derfor å være lavere i et elvemagasin enn for en strykestrekning i samme elv. Samlet sett for en lengre elvestrekning (som er omgjort fra stryk til stryk og elvemagasin) kan likevel mangfoldet øke ved at arter med preferanse for roligstrømmende/stillestående vann vil finne passende habitat i magasinet og komme i tillegg til bunndyr med preferanse for strykområder. Dette forutsetter selvsagt at partier med stryk opprettholdes.

Type vannforekomst/vassdragsenhet og fiskesamfunn	Eksempler på miljøambisjoner for SMVF basert på tiltak. Kode for tiltak refererer til Vedlegg A.
<p>Isolert bekk-elvestrekning med minstevannføring.</p> <p>I klart og kalkfattig vann, med ørret og eventuelt ørekyt.</p> <p>og</p> <p>Minstevannføringsstrekning i skog, i humøst og kalkfattig vann</p>	<p>Abiotisk ambisjon: Elementer av opprinnelig vassdragsnatur skal ivaretas, kulp-stryk ved å sikre det vesenligste av hydraulisk og hydrologisk mangfold.</p> <p>Miljøambisjon bunndyr: Tilnærmet naturlig sammensatt bunndyrsamfunn som ikke har vesentlig redusert artssammensetning eller produksjon.</p> <p>Tiltak: E4 Minstevannføring tilpasses slik at ikke oppstår større arealer med tørrlagt elvebunn som reduserer produksjonsarealet eller mangfoldet.</p>

<p>Elvestrekning nedstrøms utløp kraftverk.</p> <p>Vannkvalitet og temperatur er avhengig av høydenivå på inntak. Dyptvannstapping gir lav sommertemperatur og høy vintertemperatur, noe som har betydning for biologisk mangfold og produksjon.</p>	<p>Miljøambisjon bunndyr: Tilnærmet naturlig sammensatt bunndyrsamfunn som ikke har vesentlig redusert arts mangfold eller produksjon.</p> <p>Tiltak: E4 Minstevannføring tilpasses slik at ikke oppstår større arealer med tørrlagt elvebunn som reduserer produksjonsarealet eller mangfoldet.</p> <p>(M2) Evt. tilpasning av tappestrategi og endring av nivå for vanninntak i magasinet.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde over 10 m med ørret og røye, eventuelt med ørekyte, eventuelt med sik</p>	<p>Miljøambisjon bunndyr: Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har vesentlig redusert produksjon og redusert mangfold i forhold til naturlig tilstand.</p> <p>Tiltak: M2 Lengst mulig periode med høy vannstand, først og fremst i sommerhalvåret. Manøvrering tilpasset livssyklus. Tilrettelegging av kunstige "rev" som følger vannstandsendingene (lite utprøvd).</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde 3-5 m, hvor det kan vurderes om vannforekomsten kan tilbakeføres til god økologisk status (miste SMVF-stempelet).</p>	<p>Miljøambisjon bunndyr: Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har noe redusert produksjon og redusert mangfold i forhold til naturlig tilstand.</p> <p>Tiltak: M2 Lengst mulig periode med høy vannstand, først og fremst i sommerhalvåret. Manøvrering tilpasset livssyklus. Tilrettelegging av kunstige "rev" som følger vannstandsendingene (lite utprøvd).</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med ørret, og abbor og gjedde som en del av fiskesamfunnet</p>	<p>Miljøambisjon bunndyr: Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har noe redusert produksjon og redusert mangfold i forhold til naturlig tilstand.</p> <p>Tiltak: M2 Lengst mulig periode med høy vannstand, først og fremst i sommerhalvåret. Manøvrering tilpasset livssyklus. Tilrettelegging av kunstige "rev" som følger vannstandsendingene (lite utprøvd).</p>
<p>Elvemagasin i opprinnelig elveleie</p>	<p>Miljøambisjon bunndyr: Bunndyrsamfunnet har minst tilsvarende produksjon i magasinet som på tidligere elvestrekning. Biologisk mangfold i reguleringsmagasinet er høyt om enn noe lavere enn for tidligere strykstrekning. Andre arter dominerer i elvemagasinet enn på strykstrekningen.</p> <p>Tiltak: M2 Minst mulig tørrlegging av bunnarealer.</p>
<p>Lakseførende elvestrekninger</p>	<p>Miljøambisjon bunndyr: Ambisjonene lakseførende elvestrekninger er som for andre regulerte bekke- og elvestrekninger.</p> <p>Tiltak: Tiltakene er som for andre regulerte bekke- og elvestrekninger</p>

4.5.4 Miljøambisjonsliste for vannvegetasjon i SMVfer

Generelt om vannvegetasjon.

Vannvegetasjon utgjør primærprodusentene i økosystemet som består av planteplankton, begroingsalger, moser og karplanter som lever hele eller det meste av sitt liv nede i vannet og som tåler ingen eller lite tørrlegging. Vannførings- og vannstandsendringer påvirker flere viktige økologiske faktorer som er helt avgjørende for utbredelse og vekst av vannvegetasjonen. De viktigste faktorene er vannstandsvariasjoner (grad av tørrlegging) som påvirker sonasjonen, strømhastighet (hurtigstrømmende – sakteflytende) som påvirker substratets utforming og sammensetning (kornfordeling, habitat) og næringsopptak. I naturlige upåvirkede systemer er disse faktorene i balanse og vannvegetasjonen har sin naturlige utforming. Effekter av vannførings- og vannstandsendringer på vannvegetasjonen som følge av reguleringsinngrep, vil i stor grad handle om endringer i mangfold (antall arter) og mengdeforhold (biomasse, dekningsgrad) mellom arter innenfor elementene begroingsalger, moser og karplanter. Dette må derfor være utgangspunktet for å definere miljømål i ulike SMVfer i forhold til vannvegetasjon.

Planteplankton.

Viktigste primærprodusent i innsjøer og magasiner. Artsammensetning og biomasse påvirkes av endret næringstilgang og temperaturregime som følge av vannstandsendringer gjennom året.

Begroingsalger.

Algene omfatter flere forskjellige klasser som Cyanobakterier (blågrønnalger), grønnalger, rødalger, gullalger og kiselalger. Sett i forhold til biologisk mangfold utgjør algene den klart største andelen av vannvegetasjonen i forhold til moser og karplanter. Algene spenner fra encellede mikroskopiske usynlige belegg til makroskopisk synlige elementer som tepper av trådformede grønnalger (flere meter lange) eller dusker av rødalger og gullalger (10-15 cm lange). Algene koloniserer steinsubstrat eller kan vokse på andre alger og vegetasjonselementer, fortrinnsvis moser. De har næringsopptak direkte fra vannfasen og de ulike arter er tilpasset en vid gradient av strømhastigheter.

Moser.

De fleste mosene er avhengig av steinsubstrat for å etablere seg og vokse og finnes derfor sjelden på finsubstrat. Stabiliteten i substratet er derfor ofte avgjørende for graden av moseetablering i vassdragene. Mosene har egne festeorganer som kun har festefunksjon og ingen funksjon i forhold til næringsopptak. Næringsopptak foregår gjennom bladene i vannfasen. Sett i forhold til habitat for bunndyr og fisk, finnes det to hovedtyper mosesamfunn i vassdragene våre. Elvemose-samfunnet som ofte består av dusker (opp til 1,5 meter lange) dominert av bladmoseslekten *Fontinalis* og ulike typer av levermose-samfunn som er mer kortvokst og mer pute og teppedannende, som bekketevebladmose (*Scapania undulata*), mattehutre (*Marsipella emarginata*) og elvetrappemose (*Nardia compressa*).

Karplanter.

Karplanter er planter med røtter som festeorgan og er derfor avhengig av fint substrat for å kunne etablere seg og vokse. Fint substrat er i denne sammenheng leire, sand og grus i innsjøens littoralsoner og i stilleflytende partier i vassdragsstrengen. I elver kan karplanter også etablere seg på tepper av mose som har filtrert ut sand og finmateriale. Røttene får i slike tilfeller godt feste og plantene kan vokse over mosedekket og skjule det helt. Karplantene har næringsopptak gjennom røtter og/ eller blader noe som varierer mellom de ulike arter. I våre innsjøer er kortskuddsvegetasjon dominert av brasmegras (*Isoetes lacustris*) mest vanlig. Eksempel på karplanter som kan danne store forekomster i elver er krypsiv (*Juncus bulbosus*), flotgras (*Sparganium angustifolium*) og klovasshår (*Callitriche hamulata*).

Konkrete miljøambisjoner i utvalgte typer vannforekomster.

Type vannforekomst/vassdragsenhet med biologiske forhold	Eksempler miljøambisjon basert på tiltak. Kode for tiltak refererer til Vedlegg A.
<p>Bekke-elvestrekning med minstevannføring.</p> <p>I klart og kalkfattig vann, med ørret og eventuelt ørekyt. Det er ikke mulig for fisk å vandre til tilstøtende innsjø/magasin/elvemagasin.</p> <p>og</p> <p>Minstevannføringsstrekning i skog, i humøst og kalkfattig vann</p>	<p>Abiotisk ambisjon: Elementer av opprinnelig vassdragsnatur skal ivaretas, kulp-stryk ved å sikre det vesenligste av hydraulisk og hydrologisk mangfold.</p> <p>Miljøambisjon vannvegetasjon: Naturlig sammensatt plantesamfunn tilpasset minstevannføringsregimet. Vegetasjonssamfunnet skal bidra til et variert habitat samt bidra til produksjon av bunndyr og fisk.</p> <p>Tiltak: E4 Minstevannføringen må tilpasses slik at enkelte vegetasjonselementer hindres i å utvikle masseforekomst og med det et forringet habitat som begrenser produksjonen av bunndyr og fisk.</p>
<p>Elvestrekning nedstrøms utløp kraftverk.</p>	<p>Miljøambisjon vannvegetasjon: Naturlig sammensatt plantesamfunn tilpasset vannføringsregimet. Vegetasjonssamfunnet skal bidra til et variert habitat samt bidra til produksjon av bunndyr og fisk. Velutviklet vegetasjon skal ikke kunne hindre normal bruk av vannforekomsten.</p> <p>Tiltak: E3 Vannføringsregimet må inneholde tilstrekkelig hydrologisk variasjon slik at enkelte vegetasjonselementer hindres i å utvikle masseforekomst og med det et forringet habitat som begrenser produksjonen av bunndyr og fisk, samt normal bruk av vannforekomsten.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde over 10 m med ørret og røye, eventuelt med ørekyte og sik</p>	<p>Miljøambisjon vannvegetasjon: Det er ikke mulig å opprettholde et normalt vannvegetasjons-samfunn i littoralsonen med en slik reguleringshøyde.</p> <p>Tiltak: M4a For å sikre en viss produksjon av bunndyr og ørret kan tiltak som utplanting av spesiell vegetasjon (spesielle arter) i reguleringssonen eller tillaging av kunstig littoralsoner vurderes.</p>
<p>Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med reguleringshøyde 3-5 m, hvor det kan vurderes om vannforekomsten kan tilbakeføres til god økologisk status (miste SMVF-stempelet).</p>	<p>Miljøambisjon vannvegetasjon: Deler av littoralsonen mellom HRV og LRV og resten av littoralsonen under LRV skal ha et naturlig sammensatt plantesamfunn dominert av kortskuddsvegetasjon.</p>

Reguleringsmagasin (opprinnelig innsjø) med ørret, og abbor og gjedde som en del av fiskesamfunnet	Miljøambisjon vannvegetasjon: Må avgjøres på grunnlag av reguleringshøyde/innsjøutforming.
Elvemagasin i opprinnelig elveleie med ørret, ørekyte som del av fiskesamfunn.	<p>Miljøambisjon vannvegetasjon: Naturlig sammensatt plantesamfunn tilpasset vannføringsregimet. Vegetasjonssamfunnet skal bidra til et variert habitat samt bidra til produksjon av bunndyr og fisk. Velutviklet vegetasjon skal ikke kunne hindre normal bruk av vannforekomsten.</p> <p>Tiltak: E4 Vannføringsregimet må inneholde tilstrekkelig hydrologisk variasjon slik at enkelte vegetasjonselementer hindres i å utvikle masseforekomst og med det et forringet habitat som begrenser produksjonen av bunndyr og fisk, samt normal bruk av vannforekomsten.</p>

4.5.5 Omforming av generelle miljøambisjoner til mer stedstilpassede mål

Oversiktene over generelle miljøambisjoner, over, kan benyttes til å sette kvantifiserbare ambisjoner for spesifikke vannforekomster. Dette fordrer at ambisjonene tilpasses den enkelte vannforekomst.

Når mer detaljerte og stedsspesifikke miljømål skal fastsettes bør i det minste følgende faktorer tas hensyn til:

- Vannforekomstens høyde over havet og geografiske plassering (nord-syd)
- Vannforekomstens vanntype og morfologi
- Fokus bør ikke settes ensidig på en-arts samfunn; dog kan indikatorarter brukes til å kvantifisere og etterprøve målet. Indikatorarter vil også være nyttige for å kunne gjennomføre en forenklet kostnads- og effektanalyse av tiltakene.
- Et fornuftig utgangspunkt kan være å ta utgangspunkt i kartlegging av dagens begrensende faktorer i forhold til en antatt naturtilstand for indikatorarten(e). F.eks. kan begrensende faktorer for fisk enten være rekrutteringsbegrensning eller næringsstoff-begrensning eller episoder som surstøt. Ved å ta utgangspunkt i slike begrensende faktorer kan tiltak settes i forhold til disse.
- Kvantifisering av miljømålet må ta utgangspunkt i livssyklusrunden til artene, dvs at hele året må tas i betraktning. Laksens livsyklus er et typisk eksempel på dette.
- Miljømålene i hver vannforekomst kan ikke sees isolert fra nabo-vannforekomster, f.eks. om en bekk ender i en innsjø eller i rennende vann (større elv; foss).
- Miljømålene kan også settes med utgangspunkt i habitattilbudet. Det bør da ikke kun tas hensyn til f.eks. vanndekket areal, men også til vannforekomstens habitatvariasjon og kvalitet og muligheten for vandringsmuligheter (økologisk kontinuum) ved ulike vannføringer og habitatjusteringer.

Utfordringer vil utvilsomt oppstå. Eksempler på slike kan være:

- I noen innsjøer vil man komme til å stå overfor et valg om hvilke fiskesamfunn man ønsker. F.eks. kan en vannforekomst som er sterkt modifisert ikke være egnet til å opprettholde et levedyktig miljø for både sik, ørret og røye. Hva som er et ”direktiv-vennlig” mål her - økologisk biomangfold eller en levedyktig fiskestamme – kan diskuteres. Forvaltningens tradisjonelle valg og fiskeribiologenes råder ”beste praksis”, som er å unngå å få for mange fiskeslag i ett og samme magasin.
- Noen tiltak, som f.eks. terskler, kan bidra til å favorisere uønskede arter, som f.eks. ørekyt eller krypsiv.

Utformingen av EUs vanndirektiv tilsier at for å oppnå godt økologisk potensiale i sterkt modifiserte vannforekomster så skal de ulike biologiske kvaliteteselementene (vannvegetasjon, bunnfauna, fytoplankton og fisk) tas hensyn til. Samtidig legges det i stor grad opp til at karakterisering og fastsetting av miljømål skal baseres på eksisterende data om hver vannforekomst. Det kan settes frem en påstand om at dagens praksis i for stor grad er basert på ekspertvurderinger og/eller synsing om miljøvirkninger, og at ulike eksperter kan være faglig uenige. I så måte kan det nok også oppstå faglig uenighet om de miljøambisjonene som er foreslåtte i dette kapitlet, men på den annen side vil slik uenighet kunne frembringe mer nyanserte og kvalitetssikrete miljømål på sikt.

5. Bruk av metodikken i utvalgte vannforekomster i Numedalslågen

5.1 Kort beskrivelse av Numedalslågen og dens vassdragsreguleringer

Numedalslågen har et totalt nedbørfelt på cirka 5 600 kvadratkilometer. Det årlige middelavløpet er cirka 3 800 millioner kubikkmeter, hvorav over 80 % eller ca 3200 millioner kubikkmeter i dag benyttes til kraftproduksjon (www.nlbvassdrag.no). Nedbørfeltet har en samlet magasinkapasitet på vel 940 millioner kubikkmeter. De største reguleringsmagasinene er Pålsbufjorden, Tunhovdfjorden og Sønstevatn. Norefjorden ligger omtrent midtveis i feltet, dvs. at halvparten av nedbørfeltet ligger oppstrøms denne. Fire av de fem utvalgte vannforekomstene ligger oppstrøms Norefjorden.

Før ny regulering ble vedtatt i 2001, forelå det flere ulike reguleringsbestemmelser og manøvreringsreglementer for ulike deler av Lågen. Prosjektet tok utgangspunkt i manøvreringsreglement før nytt reglement ble vedtatt i 2001, og i miljøforholdene i vassdraget før dette nye reglementet ble vedtatt. Selv om reglementet av 2001 utgjorde et mer samlet reglement enn de tidligere bestemmelsene, må det understrekes at heller ikke 2001-reglementet omfatter hele vassdraget; kun reguleringer foretatt av Numedals-Laugens Brugseierforening.

I den første tillatelsen for kraftverksdrift i Numedalslågen ("Reguleringsbestemmelser for statsregulering av Numedalslågen; Fastsatt ved kgl. Resolution av 3die oktober 1914") finnes enkelte paragrafer som angår miljø. Disse omfatter paragraf 7, som tilsier at reguleringsdammen (dvs. ved Tunhovd) "blir at manøvrere" slik at "vandføringen i Norefossene blir saa jevn som mulig og de hittidige flomvandføringer saavidt mulig ikke forøkes". I § 11 gis det bestemmelser om fløtningsvann, som skal avgis "i saadan utstrækning, at den alminnelige fløtning besværes saa litet som mulig ved reguleringen". I § 12 står det at Arbeidsdepartementet er berettiget til å opprette og drive fiskeoppdrettsanlegg ved Tunhovdfjorden.

Etter 1914 ble det utstedt flere reguleringsbestemmelser ettersom flere reguleringer kom til. Disse er beskrevet som utgangspunkt for hvert av eksemplene, under.

5.2 Utvalgte vannforekomster – inngrep og tiltaksvurderinger

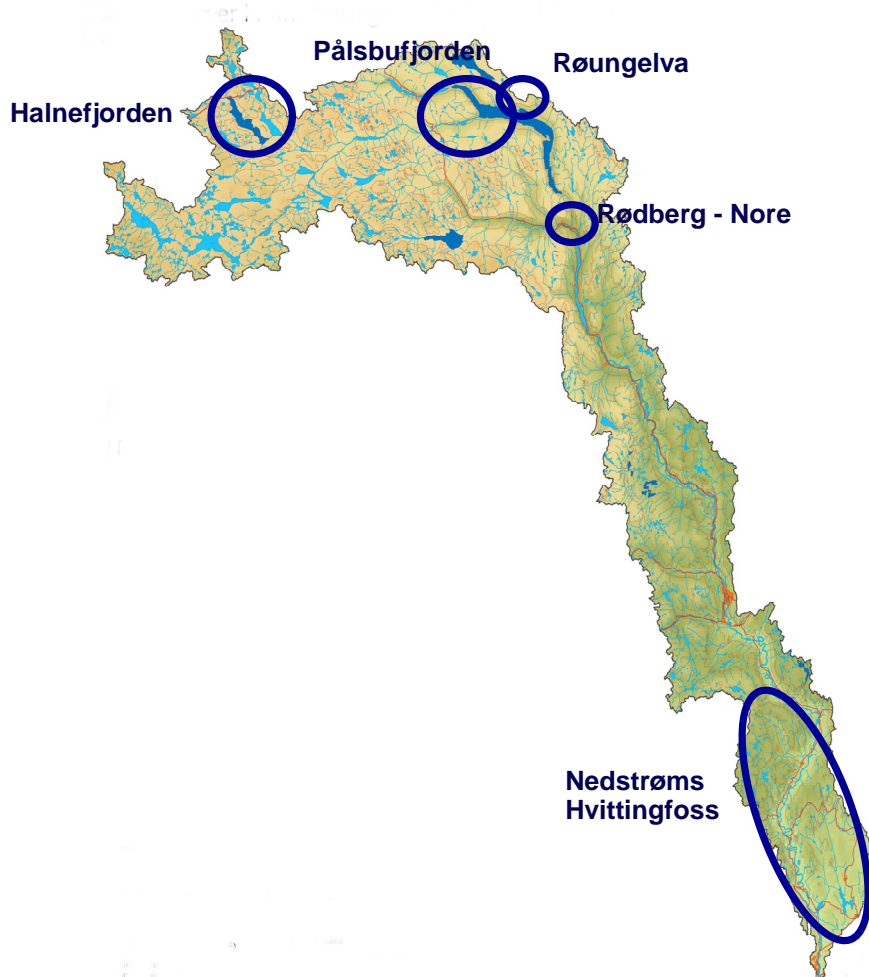
Utvelgelsen av eksempel vannforekomster foregikk gjennom diskusjoner med oppdragsgiver, samarbeidspartnere og ressurspersoner (Numedals-Laugens Brugseierforening). Til sammen fem forekomster ble valgt ut, to magasin og tre elvestrekninger, som vist i figur 9:

- Halnefjorden
- Pålsbufjorden
- Lågen mellom Rødberg dam og Norefjorden
- Røungelva fra Røungen⁸ til Tunsbergdalsfjorden
- Lågen fra Hvitvingfoss og ned til E18

Dette er et første forsøk på å foreslå en metodikk og anvende denne for regulerte vannforekomster under norske forhold. Eksemplene i Numedalen inneholder ikke alle mulige forekomster som er typisk

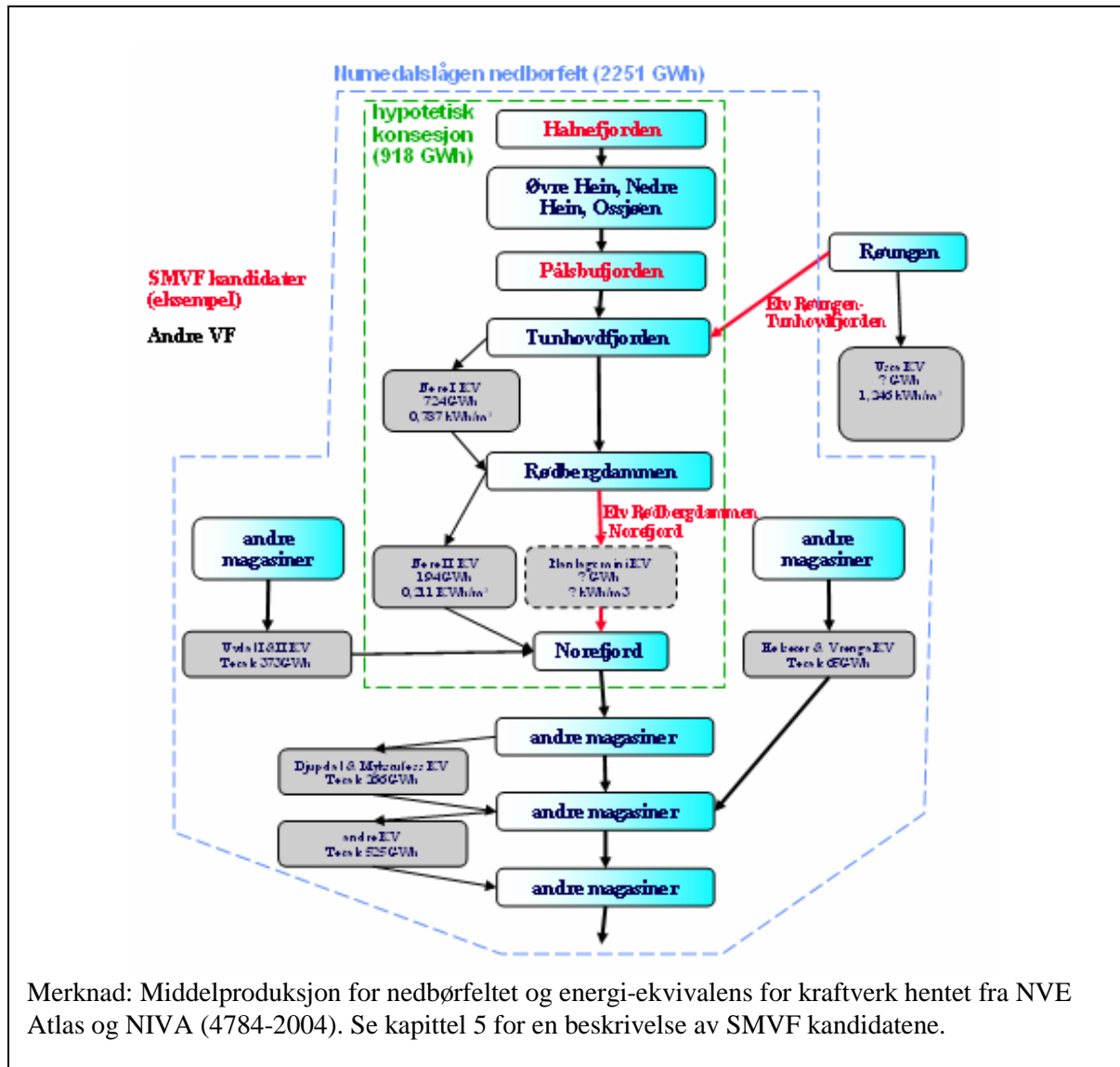
⁸ Skrivemåte for Røungelva og Røungen varierer, former med Røungen forekommer. Her er imidlertid valgt skrivemåten uten d.

for norske vassdrag berørt av vannkraftutbygging. F. eks. er ikke utslipp fra høyfjellsmagasiner innbefattet, og det er i liten grad fokusert på forholdene rett nedstrøms utløpet av kraftverk som forårsaker raske vannstandsendringer



Figur 9. Kart over Numedalslågen med de fem utvalgte vannforekomstene. Kartgrunnlag: Numedals-Laugens Brugseierforening.

Figur 10 viser en prinsippskisse for reguleringene i Lågen. Det er satt inn en hypotetisk konsesjon i denne skissen, denne er benyttet til utprøving av metoden for en forenklet kostnads- og effektivitetsanalyse.



Figur 10. Prinsippskisse: vurdering av eksempler på SMVF kandidater i Numedalslågen. Pålbufjord kraftverk mellom Pålbufjorden og Tunhovdfjorden er ikke med i prinsippskissen.

For den del av eksemplene som omhandler analyser av kostnader og effekter av tiltak, er det samlet inn erfaringstall for tiltakskostnader og vurderinger av tiltakseffektivitet. Denne informasjonen er ikke tilstrekkelig til å foreta en kostnadseffektvurdering av miljømål, da vi i på det tidspunkt vurderingen foregikk manglet resultater fra VansimTap-kjøringer og i noen tilfeller en lokalitetsspesifikk vurdering av tiltakskostnader. Med begrensede ressurser har formålet vært metode-illustrasjon med et hypotetisk eksempel fremfor en pålitelig beskrivelse av tiltakskostnader for hver vannforekomst.

For å illustrere bruken av flytskjema har vi derfor antatt direkte tiltakskostnader der disse manglet. Det samme gjelder for økologiske tiltakseffekter. Det er imidlertid interessant å observere at det ikke er nødvendig å kvantifisere kostnad og effekt for alle tilgjengelige tiltak før vurderingen starter.

Utregningene i tabellene er gjort slik at miljømål og tiltakskostnader på VF-nivå ligger innenfor akseptkriteriet for kostnader for hvert vassdrag (og ikke for konsesjonær/kraftprodusent).

Alle eksemplene er med mindre unntak strukturerte på en måte som reflekterer den uttestede metodikken:

- Kort beskrivelse av vannforekomsten
- Vannforekomsten før ny konsesjon (2001)
- Forslag til miljøambisjoner basert på tilstanden før 2001
- Forslag til tiltak basert på tilstanden før 2001
- Forenklet kostnadsanalyse av miljømål og tiltak (kun for de fire første vannforekomstene)
- Praktiske erfaringer fra de vannforekomstene hvor tiltak er utført etter 2001

5.3 Halnefjorden: Lav reguleringsgrense, mulig å oppnå god status?

5.3.1 Kort beskrivelse

Halnefjorden (Buskerud og Hordaland fylker) er et regulert magasin på 13,7 km², og derfor i klassen ”stor innsjø”; den ligger over tregrensen (fjell), på ca. 1130 m o.h., i kalkfattig og klart vann. Magasinet har en reguleringshøyde på bare 4 meter, med 2 meters senking og 2 meters heving. Før 2001 var det ingen fisketrapp ved dammen, og det var ikke pålegg om minstevannføring i utløpselva. Bortsett fra påvirkningen fra vassdragsreguleringen, var uønskede arter (ørekyt) den eneste andre belastningen i innsjøen i henhold til grovkarakteriseringen (Berge m.fl. 2004; Skarbøvik m.fl. 2005).

Fiskeundersøkelser i Halnefjorden og i naboinnsjøen Øvre Hein ble utført på sytti-, åtti- og nitti-tallet og er benyttet til en sammenligning for å undersøke om GØT kan oppnås (Buskerud kraftverker 1974; Hansen og Garnås 1987, og Tysse og Garnås 1994). Øvre Hein ligger rett nedstrøms Halne, er en stor innsjø på 6 km² og ligger 1113m o h. Innsjøen har samme vanntype, men er altså uregulert og relativt upåvirket av Halnes regulering oppstrøms. Imidlertid er begge innsjøer påvirket av innført art – ørekyt. Halne er mer påvirket enn Øvre Hein, teorien er at arten har spredd seg nedover i vassdraget fra Halne. Denne faktoren gjør det vanskeligere å vurdere regulerings påvirkning av Halne.

Undersøkelsene har videre vist at næringsgrunnlaget for ørreten har endret seg mye siden 1970-tallet. Mens marflo og skjoldkreps dominerte for 20-30 år siden, dominerte linsekreps, insektlarver og ørekyt for 10 år siden. Årsaken antas å være at ørekyten har nedbeitet marflo og skjoldkreps.

5.3.2 Halnefjorden før 2001

Før 2001 gjaldt reguleringsbestemmelser i Halnefjorden utstedt i 1948 og 1956. I 1956 ble reguleringsgraden i innsjøen endret fra 2 til 4 meter, ved at HRV ble endret fra kote 1130 til kote 1129,25; mens LRV ble endret fra kote 1128 til 1125,25. Det var ingen bestemmelse om minstevannføring, men en generell bestemmelse om at vann skulle avgis til fløtning, ”fastsatt ved overenskomst eller skjønn”. Videre var det en generell bestemmelse om at fylling og tapping skulle skje mht vannstandsforhold i Pålsbufjorden og Tunhovdfjorden; at vassdragets tidligere (dvs. naturlige) flomvannføring ikke skulle økes, og at isproblemer skulle unngås. I 1956 ble det dessuten pålagt å sette ut yngel eller settefisk av ørret i Halnefjorden, og det ble bestemt at fiskeribiologiske undersøkelser skulle betales av regulanten hvis myndighetene mente dette var nødvendig. Videre ble det pålagt å sette opp fiskesperre foran tappeluka for å hindre rømming av fisk.

5.3.3 Forslag til miljømålsambisjoner i Halnefjorden

Miljøambisjon fisk:

Økologisk status i innsjøen skal tilsvare nærmeste sammenlignbare innsjø som ikke er regulert, dvs. det bør i utgangspunktet være et mål å ha et fiskesamfunn som tilnærmet er upåvirket av regulering.

Siste fiskeundersøkelse i Halne og Øvre Hein (Tysse og Garnås 1994) viste at ørekyt er et økende problem i Halnefjorden. Det antas at ørekyt har spredd seg fra Halne og nedover i vassdraget. Det at ørretbestanden i Øvre Hein er vurdert som bedre enn i Halne skyldes derfor ikke nødvendigvis reguleringen, men at ungfisk av ørret utkonkurreres av ørekyt.

Praktisk forventning: I forhold til de generelle miljøambisjonene i Verktøy 4 bør vanlig fangststørrelse hos ørret være 25-40 cm med jevn rekruttering. Det må imidlertid tas forbehold siden magasinet har ørekyt, og på nittitallet ble rekrutteringen ansett som relativt dårlig (Tysse og Garnås 1994).

Miljøambisjon bunndyr:

Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har noe redusert produksjon og redusert mangfold i forhold til naturlig tilstand.

Miljøambisjon vannvegetasjon:

Deler av littoralsonen mellom HRV og LRV og resten av littoralsonen under LRV skal ha et naturlig sammensatt plantesamfunn dominert av kortskuddsvegetasjon.

5.3.4 Forslag til tiltak i Halnefjorden før ny konsesjon i 2001

Nr.*	Tiltak	Forventet økologisk effekt
M1	Fiskeutsetting.	2 (det er fremmet forslag ⁹ om overgang til utsetting av 1-årig fisk for at ørret bedre kan konkurrere med ørekyt)
M2	Vannstandsbegrensinger	2 (Vannstandsvariasjon er nå kun 4 meter, og ytterligere begrensninger antas ha en liten effekt. Kan også omfatte begrensninger på tider av året)
E2	Fisketrapp, kombinert med terskel som leder fisken mot trappen	3 (vil gi mulighet for ørretvandring mellom Øvre Hein og Halne. Bieffekt: Økt spredning av ørekyt fra Halne til Øvre Hein?)
E-	Minstevannføring i elven nedstrøms dammen for å sikre oppgang av ørret til fisketrappen	3 (bør gjennomføres om fisketrappen gjennomføres, ellers liten vits i fisketrapp!)
M4a	Etablere vegetasjon i littoralsonen, og/eller sikre mot erosjon med kokosmatt	2 (usikker økologisk effekt, lite utprøvd, men mattene bør kunne bidra til bevaring og oppsamling av substrat med påfølgende vegetasjonsetablering, og dermed bedre forhold også for bunndyr og fisk).
M4c	Sikre oppgang for ørret til gytebekker, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann.	3 (viktig for å sikre rekruttering av villfisk)

⁹ Tysse og Garnås 1994.

5.3.5 Forslag til tiltak satt inn i forenklet kostnadsanalyse

Flytdiagram A			
Miljømål fastsettelse i SMVF kandidater på VF-nivå : Vurdering av laveste tiltakskostnader for å nå miljøambisjoner			
SMVF kandidat: Halnefjorden		Vurdering nr. : # 1	
Konsesjon: Nore I & II hypotetisk			
Nedbørfelt: Numedalslågen			
Prosess-spørsmål	Prosess-svar	Resultat tiltaks-vurdering	Informasjonsgap / flaskehals
A1.Hva er miljøambisjon og målvariable for vannforekomsten?	se beskrivelse over		En tilstand tilsvarende "god økologisk tilstand" kan nås. Uklart om miljømål defineres som "maksimum økologisk potensiale" (MØP) eller GØT.
A2.Hva er relevante tiltaksgrupper for vannforekomsten?	se beskrivelse over	M1,M2,E2,E4, M4	
A3 Påvirker tiltakstypen målvariablene?	Ja : Usikkert:	E2,E4, M4c M1, M2, M4a,	Tiltak med blandet erfaring eller enkelte negative bi-effekter (type 2) kan falle ut om ikke lokalitetsspesifikk vurdering foretas
A4 Er tiltaket teknisk/fysisk gjennomførbart?	Ja	E2, E4(E2), M4c, M2	Teknisk avhengighet mellom tiltak må beskrives (eks. E4 avhenger av E2).
A5 "Begrenset" tiltaksliste		E2, E4(E2), M4c, M2	Noen tiltak er instrumentelle for klassifisering av VF. M2 må inkluderes for å vurdere SMVF status. Reguleringsbegrensning i M2 ikke definert. Minstevannføring E4 ikke definert.
A6. Kan tiltakspakker defineres som gjør at VF kan nå GØT / ikke lenger er SMVF-kandidat?	Ja. Avhengig av at M2 er i tiltakspakken?	Tiltakspakke #1: E2+E4(E2) +M2 +M4c E2: + 0,5 m3/s M2: - 1m regulering	Spørsmålet forutsetter at økologisk tiltakseffekt er tilstrekkelig beskrevet. Manglende informasjon om økologiske tiltakseffekt kan føre til at svaret er nei, og at SMVF kandidater feilklassifiseres som LSO. Tiltakseffekt på alle målvariable / kvalitetslementer i økologisk status bør beskrives. Uten fagkunnskap vanskelig å vurdere hvilke tiltak som er substitutter.
A7. Kan tiltakspakker defineres som når miljøambisjonen?	Ikke relevant		I SMVF kandidater som kan føres til bake til GØT er det ikke et klart skille mellom GØT, MØP og miljøambisjonen (GØP).
A8. VF kandidater for LSO (manglende tiltak)	Ikke relevant		

A9. Beregn direkte kostnad for tiltakspakker (GØP)	Ikke relevant		
A10. Identifiser billigste tiltakspakke som når miljøambisjon (GØP)	Ikke relevant		
A11. VF kandidater for GØP = miljøambisjon	Ikke relevant		
A12. Beregn direktekostnad for tiltakspakker (GØT)		Tiltakspakke #1: E2: 250 000 kr./år E4: 800 000 kr./år M2: 400 000 kr./år M4c: 25 000 kr./år Totalt: ca. 1 500 000 kr./år	Usikkerhet bør beskrives med anslag for minimum, forventet og maksimum kostnad. Informasjon om både investering og årlige driftskostnader nødvendig. Kraftprodusenten må kjøre egne modeller for å beregne kostnader ved E4 og M2.
A13. Identifiser billigste tiltakspakke som når GØT	Tiltakspakke #1		
A14. VF kandidater for GØT > miljøambisjon	Halnefjorden		

5.3.6 Praktiske erfaringer – tiltak utført etter 2001

Etter den nye konsesjonen i 2001 er flere nye tiltak innført:

I manøvreringsreglementet inngår at

- Vannet i magasinet skal holdes på høyeste regulerte vannstand (HRV) fra vårflommens begynnelse og fram til 1. oktober.
- Det skal slippes en minstevannføring fra Halnefjorden på minimum 0,5 m³/s hele året.

Utførte tiltak omfatter (se også figur 11):

- Det er bygd fisketrapp og ledemurer i Halnedammen for å sikre vandring av ørret opp i magasinet
- Kulturminner rundt magasinet er sikret mot erosjon
- Halnedammen er utbedret og forsterket
- En gammel hytte er fjernet og ny, mindre og mer tilpasset driftshytte er bygd
- Gamle steinfyllinger og spor etter anleggsvirksomheten på 50 tallet er fjernet
- Det er bygd ny brygge ved Halnedammen for allmenn båttrafikk på Halnefjorden

Av disse er det tre tiltak som særlig berører prosjektet: Minstevannføringspålegget, fisketrappen og erosjonssikringen; kostnader og økologisk effekt for disse er benyttet i eksemplene over.

Tiltak foreslått gjennom metodikken som er ikke med i tiltakene utført etter den nye konsesjonen, omfatter redusert reguleringsgrense og bedre tilgang i tilførselsbekker.



Figur 11. Fisketrappen i Halnefjorden. På bildet til høyre sees også ledemuren (midten av bildet) som skal lede ørreten opp fisketrappen. Foto: Numedals-Laugens Brugseierforening.

5.4 Pålsbufjorden

5.4.1 Kort beskrivelse

Pålsbufjorden er tatt med som et typisk eksempel på et magasin med høy reguleringsgrense (23,5 meter). Magasinet kan betraktes som en "sikker SMVF", mao er det tvilsomt at dette magasinet kan oppnå god økologisk tilstand uten at kostnadene i form av tapt kraftproduksjon blir for store. Imidlertid ble det utført en undersøkelse av nettopp dette, for å illustrere kostnadene forbundet med reduserte vannstandsendringer.

Pålsbufjorden er ifølge karakteriseringen en stor innsjø (19,6 km²), beliggende i skog (dvs. under tregrensa, over marin grense) i klart og kalkfattig vann, og er moderat påvirket av innført art (ørekyt).

Effekten av reguleringen er først og fremst i selve magasinet og er ikke merkbar nedstrøms, fordi elvestrekningen ned til Tunhovdfjorden er meget kort. Tappetunnelen i dammen tillater sannsynligvis vandring ved gitte vannføringer i begge retninger mellom Pålsbufjorden og Tunhovdfjorden.

For øvrig er estetikken viktig for kommunen og hyttebeboere, da store tørrlagte områder oppfattes som lite ønskelig og uestetisk. Figur 12 viser Pålsbufjorden i nedtappet tilstand, samt utløpet av Pålsbufjorden i Tunhovd.



Figur 12. Til venstre sees båtdraget i Pålbufjorden i nedtappet tilstand; til høyre utløpet av Pålbufjorden i Tunhovdfjorden. (Foto: Numedals-Laugens Brugseierforening).

Det er utført fiskeribiologiske undersøkelser i magasinet siden 2002. Det finnes tre fiskearter i magasinet; ørret, røye og ørekyt (røye innvandret ca. 1920, ørekyt i 1930-årene). Det finnes alders- og vekstdata for en del tidsepoker for røye og ørret. Årsklassestyrken hos røyebestanden er til en viss grad influert av manøvreringen, der rask senkning gir mye uttørking av gyteplasser og derved en svak årsklasse (Brabrand m.fl. 2003, 2004, 2005). De viktigste observasjonene for 2005 omfatter (sitert fra Brabrand m.fl. 2006):

- Det ble påvist skjoldkrepser og marflo i mageprøver hos røye tatt på dypt vann i hovedbassenget. Dette kan tyde på at det er en fast, liten bestand av disse to næringsdyrene under LRV.
- Biodiversiteten i strandsonen gjenspeiler reguleringsforskjellene mellom Rødtjennan og hovedbassenget, der det er stor variasjon i biodiversitet i hovedbassenget og mer stabil biodiversitet i Rødtjennan. Nøkkelfaktor her er permanent vanndekking eller ikke (over eller under LRV, og varigheten av vanndekking når prøvene er tatt over LRV)
- Påvist samme vekstforløp på tre gytebestander av røye i Pålbufjorden og at vekstforløp hos en gytebestand fra Tunhovdfjorden er signifikant lavere. Det betyr at oppvandring av røye fra Tunhovdfjorden ikke kan avvises.
- Tilfredsstillende rekruttering hos ørret i Halldalsåi og Rambergåi ble påvist.
- Påvist årsunger av ørret i et av løpene i Godfarfossen og i hovedbassenget vest for Godfarfossen. Det betyr at det er en viss egenrekruttering hos ørret til hovedbassenget uavhengig av innløpselvene Rambergåi og Halldalsåi.
- Andel merka fisk under prøvfiske i 2005 var 21,6%, og derved fortsatt økende fra 2002.
- Det er rapportert om et forholdsvis omfattende fiske etter stor ørret i Pålbufjorden.

Det er påvist *Gyrodactylus salaris* på røye i Pålbufjorden, men den er sannsynligvis ikke dødelig for Drammenslaks (Robertson m.fl. 2005). Tross stor regulering, er det fortsatt en relativt komplett næringskjede. Marflo er til stede, ørret er i god kondisjon, med rødt kjøtt, og med rimelig fangsstørrelse. I tillegg er det rimelig god kvalitet på røye.

5.4.2 Pålbufjorden før 2001

Den første reguleringen av Pålbufjorden skjedde i 1927 som en senking på 9 m. Den 17. juli 1940 ble det fastsatt reguleringsbestemmelser av "Det Kongelige Departement for de Offentlige Arbeider" for Pålbufjorden som omfattet en reguleringshøyde på 24 meter. Reglementet var kortfattet og omfattet at fløtning skulle tilgodeses med nødvendig vannføring, at flomvannføringen nedstrøms ikke skulle økes, og at det skulle tas hensyn til vannstandsforholdene i Tunhovdfjorden ved tapping fra magasinet.

I 1946 ble magasinet hevet med 12,5 m over naturlig vannstand, noe som totalt ga en reguleringshøyde på 21,5 m. I 1958 ble reguleringen økt (ved senkning) med ytterligere 3 m.

I dag er magasinets areal ved høyeste regulerte vannstand (HRV) 19,5 km² og ved laveste regulerte vannstand (LRV) redusert til 5,25 km². Reguleringshøyden er på 23,5 meter.

5.4.3 Forslag til miljøambisjoner i Pålbufjorden

Miljøambisjon fisk:

Ørret og røye skal ha god kvalitet. Ørret skal ha jevnt god vekst fram til 25-35 cm med rød kjøttfarge, med forventet fangststørrelse på 30-40 cm. Røye skal ha jevnt god vekst fram til 20-25 cm. Begge arter skal ha naturlig rekruttering.

Totalproduksjonen (antall kg fisk) er avhengig av magasinarealet i produksjonsperioden, reguleringshøyden og næringsstatus, men potensialet for god kvalitet av begge arter er til stede. Innslag av storvokst fiskespisende ørret er forventet.

Miljøambisjon bunndyr:

Bunndyrsamfunnet i reguleringssonen har vesentlig redusert produksjon og redusert mangfold i forhold til naturlig tilstand.

Miljøambisjon vannvegetasjon: Da det ikke er mulig å opprettholde et normalt vannvegetasjons-samfunn i littoralsonen med en slik reguleringshøyde, kan miljømålene for vannvegetasjon kun knyttes til utvalgte strekninger med spesielle tiltak, som beplantning av vegetasjon (M4a) eller vegetasjonsetablering i et evt. terskelbasseng (M3).

5.4.4 Forslag til tiltak i Pålbufjorden før ny konsesjon i 2001

Nr.*	Tiltak	Forventet økologisk effekt
M1	Fiskeutsetting. Det har siden 1991 vært satt ut ca. 3000 1-årig ørret per år.	2 (usikkert om rekruttering er begrenset for ørret, kan like gjerne være næringsbegrenset. Vil gi flere ørret men hver ørret vil bli mindre)
M1d	Riktig beskatning for å balansere forholdet mellom ørret og røye.	3 (reduserer konkurransen mellom røye og ørret)
M2	Vannstandsbegrensinger (endret manøvreringsreglement for Pålbufjorden. Redusere reguleringsgrensen fra 23,5 til 5 meter)	3 (antas å gi meget positiv økologisk effekt)

M3	Terskelbasseng ved innløpselv (Rødtjennan)	2 (positivt for økologi i terskelbassenget, sannsynlig at bassenget vil domineres av ørret og ørekyt, med bedre forhold for ørret. Imidlertid tvilsomt om Pålbufjorden som helhet får positiv effekt av dette. Positivt for bunndyr og vegetasjon i bassenget).
M4a	Etablere vegetasjon i littoralsonen, evt kunstig littoralsoner**	2 (kan sannsynligvis kun gjøres i deler av bassenget. Usikker suksess i overlevelse av vannvegetasjon ved så høy regulering)
M4c	Sikre oppgang for ørret til gytebekker, sikre rognoverlevelse og oppvekstområder for ørret på rennende vann.	3 (viktig for å sikre rekruttering av villfisk)
	Begrense rekruttering av røye ved senking og tørrlegging av gyteplasser (egentlig ikke et tiltak, mer et resultat av reguleringen).	2 (reduserer konkurransen mellom ørret og røye, men rask senkning er ikke økologisk positivt i seg selv)

* Nummereringen henviser til tabellene over tiltak i Vedlegg A.

** Kunstig littoralsoner er et tiltak som ikke er tilstrekkelig utprøvd til at det kan gis estimat om kostnader, men forsøk har vist positiv økologisk effekt (se Berge og Halvorsen 2002).

5.4.5 Simulering av Tiltak nr. M2 – Begrensninger i nedtapping

Nedtapping av magasiner er som regel en sak hvor konsesjonæren alene kan bestemme fritt, innenfor reguleringsgrensene og andre vilkår/begrensninger nedfelt i konsesjonen. Når det gjelder reguleringen av Pålbufjorden er denne i stor grad styrt av pålegg om oppfylling i Tunhovdfjorden. Denne har igjen lavere prioritet enn pålagt minstevannføring (lakevannføring) i Numedalslågen målt ved Kongsberg Likevel er det interessant å dokumentere via ett eksempel hvordan teoretiske innskrenkninger av reguleringsdybde påvirker kraftproduksjonen, og hvor mye en begrenset tilgang til reguleringsvolum koster både konsesjonæren, andre brukerinteresser og samfunnet forøvrig. I hvilken grad slike begrensninger går utover vannbruken bestemmer om tiltak M2 i det hele tatt kan komme inn som et av de tiltakene som vurderes mer grundig. Derfor ble det utført VanSimTap simuleringer av NVE som viser konsekvenser for produksjonen ved å innføre en ekstra begrensning i nedtapping av Pålbufjord. Resultatene er tolket og presentert i Figur 13. Figuren viser produksjonsendringer for hele Numedalslågen i form av tapt GWh produsert av samtlige vannkraftanlegg i hele Numedalsvassdraget. Simuleringer ble utført med begrensninger satt på henholdsvis 5 m, 10 m og 16 m vinternedtapping, og sammenlignet med dagens konsesjon med 23,5 m maksimum nedtapping i Pålbufjord.

I forhold til levevilkår for både ørret, røye og andre fiskearter, er biologenes oppfatning at en nedtapping av Pålbufjord med bare 5 meter hver vinter er gunstigst for fiskebestandene i Pålbufjord. Sannsynligheten for at miljøambisjonene kan oppfylles med en vinternedtapping på bare 5 m er relativt høy, og økologisk tilstand begynner kanskje å nærme seg GØT. Hvis dette tiltaket (M2) er inkludert i det som defineres som GØP, er dette sammenlignbart med forhold som finnes i en naturlig innsjø av samme vanntype og med samme belastninger fra f.eks. forsuring. Derimot antar man at 10 m og 16 m begrensninger vil ha liten effekt i forbedring av økologien, uten at de andre tiltakene i magasinet iverksettes.

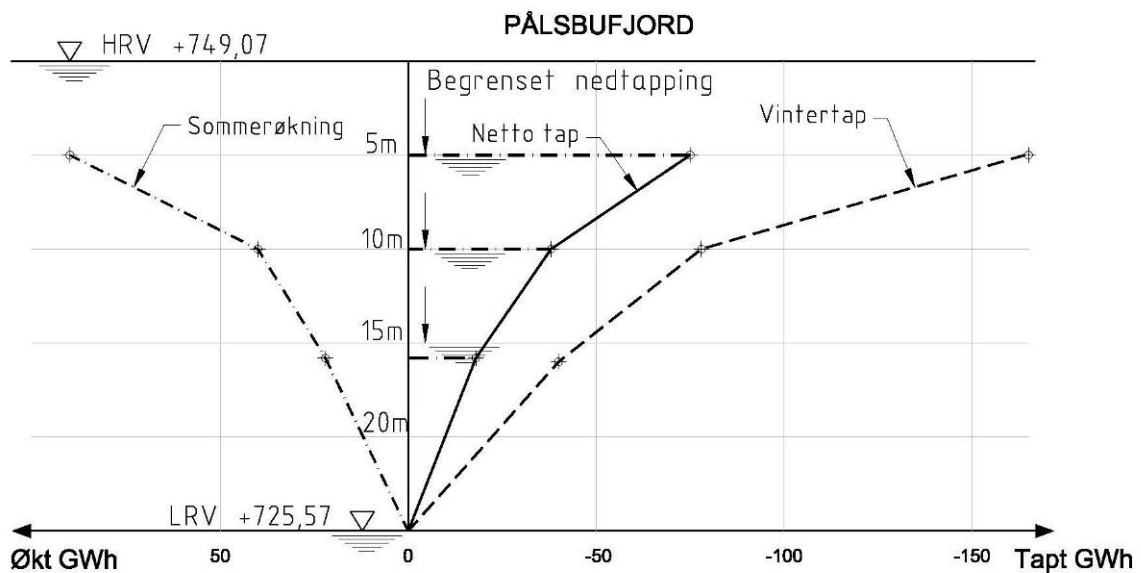
Simuleringene viste at tap av vannkraftproduksjon er betydelig med slike begrensninger. Spesielt vinterproduksjonen er redusert i betydelig grad, mens økt sommerproduksjon bare kompensere i liten

grad for dette tapet. En redusert vinterproduksjon på 165 GWh utgjør 10% av vinterproduksjonen fra hele vassdraget. Vinterproduksjon er svært verdifullt i dagens nordiske system fordi forbruket er høyest vinterstid og behovet for kraftimport til Norge er størst. Økningen i sommerproduksjonen har mye mindre verdi siden det er i sommerperioden at man normalt eksporterer strøm til nabolandene ved lavere priser.

Det viste seg å være svært komplisert å regne disse tallene frem til en verdi for samfunnskostnader, men hvis man bare antar en pris på 300 NOK / MWh, så vil tapt vinterproduksjon alene koste 50 millioner kr per år, noe som er en hel størrelsesorden høyere enn andre tiltak for å oppnå GØP.

Det kan derfor konkluderes at Tiltak M2 - vannstandsbegrensninger i Pålsbufjordreguleringen - er svært lite kostnadseffektiv på grunn av høye kostnader forbundet med tapt vannkraftproduksjon. Slike begrensninger må defineres å gå for mye utover vannbruken, og føre til at tiltaket bør forkastes under gjennomgang av alle tiltak for Pålsbufjorden.

Det er ikke dermed sagt at lignende begrensninger innført i andre magasiner ikke kan være aktuelt for vurdering av GØP.



Figur 13. Simuleringer av produksjonstap ved begrenset nedtapping i Pålsbufjorden. Se tekst for forklaring.

5.4.6 Forslag til tiltak satt inn i forenklet kostnadsanalyse

Flytdiagram A			
Miljømål fastsettelse i SMVF kandidater på VF-nivå : Vurdering av laveste tiltakskostnader for å nå miljøambisjoner			
SMVF kandidat: Pålbufjorden		Vurdering nr. : # 1	
Konsesjon: Nore I & II hypotetisk			
Nedbørfelt: Numedalslågen			
Prosess-spørsmål	Prosess-svar	Resultat tiltaks-vurdering	Informasjonsgap / flaskehals
A1.Hva er miljøambisjon og målvariable for vannforekomsten?	se beskrivelse over		Miljømål om vannvegetasjon og bunndyr er generelle, vanskelig sammenlignbare med beskrivelse av tiltakseffekt. For eksempel miljøambisjon for fisk kan ikke relateres til et bestemt magasinareal i produksjonsperioden, en bestemt reguleringshøyde, eller næringsstatus.
A2.Hva er relevante tiltaksgrupper for vannforekomsten?	se beskrivelse over	M1, M2, M3, M4	Tiltak som er en del av dagens konsesjonsvilkår er ikke relevante
A3 Påvirker tiltakstypen målvariablene?	Ja: Usikkert:	M1d, M2, M4c, M1a, M3,M4a	
A4 Er tiltaket teknisk/fysisk gjennomførbart?	Ja: Delvis:	M1a, M1d, M2, M3, M4c M4a, M2	Gjennomførbarheten av M4a er et arealspørsmål som krever lokalkunnskap. M2: endring i reguleringshøyde fra 23,5 til 5 er teknisk/fysisk mulig, men etter modellkjøring med VanSimTap viser det seg at kostnadene er for store til at dette blir økonomisk sannsynlig.
A5 "Begrenset" tiltaksliste		M1d, M2, M4c	I hvilken grad er tiltak innen samme tiltaksgruppe substitutter eller komplementære i en tiltakspakke? Krever lokalitets- og fagkunnskap.
A6. Kan tiltakspakker defineres som gjør at VF kan nå GØT / ikke lenger er SMVF-kandidat?	Nei		VanSimTap-beregninger viser at redusert regulering gir et svært stort krafttap, og at kostnadene derfor er for store til at vannforekomsten kan nå GØT.
A7. Kan tiltakspakker defineres som når miljøambisjonen (GØP)?	Ja	Tiltakspakke M1d, M2, M4c	
A8. VF kandidater for LSO (manglende tiltak)	Ikke relevant		

A9. Beregn direkte kostnad for tiltakspakker (GØP)		Tiltakspakke #2: M1d: 80 000 kr/år M2: 8 700 000 kr/år M4c: 50 000 kr/år Totalt: 10 000 000 kr/år	Akseptkravet er oversteget i denne ene vannforekomsten.
A10. Identifiser billigste tiltakspakke som når miljøambisjon (GØP)	Tiltakspakke #2		
A11. VF kandidater for GØP = miljøambisjon	Pålsbufjorden		
A12. Beregn direktekostnad for tiltakspakker (GØT)	Ikke relevant		
A13. Identifiser billigste tiltakspakke som når GØT	Ikke relevant		
A14. VF kandidater for GØT > miljøambisjon	Ikke relevant		

5.4.7 Praktiske erfaringer – tiltak utført etter 2001

Etter 2001 ble det gitt et pålegg om å bygge en terskel ved innløpet til Pålsbufjorden, med formål å bedre fiskebestanden. Terskelen skal etter planen ligge i en liten del av innsjøen, nedstrøms innløpet av to elver. Denne terskelen er midlertidig utsatt inntil fiskeribiologiske undersøkelser er gjennomførte. Det er bl.a. vanskelig å forutse hvordan terskelen vil innvirke i balansen mellom røye og ørret.

Erfaringer etter 2001 begrenses følgelig til fiskeribiologiske undersøkelser. Disse viser altså at manøvreringen tørrlegger røyerogn, og at dette bidrar til å holde røyebestanden nede, noe som muliggjør en levedyktig bestand av ørret.

5.5 Lågen mellom Rødberg dam og Norefjorden

5.5.1 Kort beskrivelse

Strekningen Rødberg dam – Norefjorden er karakterisert som SMVF, i kalkfattig og klart vann, under tregrensen og over marin grense. Strekingen er på om lag 5 km og har vært tørrlagt i 50 år. Økologisk status før 2001 kan dermed betegnes som ”ødelagt”, pga fravær av permanent sammenhengende vanddekke.

5.5.2 Strekingen Rødberg – Norefjorden før 2001

Bestemmelsene for strekingen før 2001 ("Reguleringsbestemmelser for statsregulering av Numedalslaagen; Fastsatt ved kgl. Resolution av 3die oktober 1914") omfatter bl.a. paragraf 7, som tilsier at reguleringsdammen (dvs. ved Tunhovd) "blir at manøvrere" slik at "vandføringen i Norefossene blir saa jevn som mulig og de hittidige flomvandføringer saavidt mulig ikke forøkes". I § 11 gis det videre bestemmelser om fløtningsvann, som skal avgis "i saadan utstrækning, at den alminnelige fløtning besværes saa litet som mulig ved reguleringen".

Med andre ord var det før 2001 ingen bestemmelser om minstevannføring i denne strekingen. Den har vært mer eller mindre tørrlagt i 50 år, og økologisk status før 2001 kan betegnes som "ødelagt". Den hadde imidlertid noen eldre terskler for å holde et visst vannspeil oppe, men mot slutten av nittitallet var flere av disse i relativt dårlig stand. Disse omfattet

- Terskel ved Strøm med spunting (planker) som delvis var ødelagt på den ene siden.
- Steinterskel nedstrøms Borgeåi (ved Skjønne skole)
- Spunt-terskel ved Skjønne (se figur 14)
- Kjøreterskel av betong ved Hvammen (se figur 14).



Figur 14. Bildet til venstre viser gammel spuntterskel ved Skjønne, mens bildet til høyre viser gammel kjøreterskel ved Hvammen. Begge foto: Numedals-Laugens Brugseierforening.

5.5.3 Forslag til miljøambisjoner på strekingen

Abiotisk ambisjon: Elementer av opprinnelig vassdragsnatur skal ivaretas, slik at hydraulisk og hydrologisk mangfold gjeninnføres, og det blir et permanent sammenhengende vannspeil. Dette tilsier at kulper og stryk skal opprettholdes. En kombinasjon av habitatjusteringer **og** miljøbasert vannføring innføres, slik at den sesongmessige fordelingen av disse tilpasses de fysiske kravene som trengs for at miljøambisjonene for fisk, vannvegetasjon og bunndyr tilfredsstilles. Temperaturforholdene bør tilstrebes mest mulig naturlige forhold slik at elvevannet ikke blir for varmt og det blir manglende islegging vinterstid.

Dersom ingen andre data skal samles inn, bør i hvert fall nivåene på typiske månedlige lavvannføringer kvantifiseres, samt uregulert middelvannføring. Ut fra dette kan nivået på en optimal minstevannføring som funksjon av middelvannføringen i forhold til miljøambisjonene anslås ut fra erfaringstall. Dette kan baseres på habitatsimuleringer for fisk fra inn og utland, som omtalt i tidligere kapittel. Erfaringsgrunnlaget er tynnere for vegetasjon og bunndyr.

Miljøambisjon fisk:

- i) Stasjonær elvelevende ørret og
- ii) Vandrende ørret mellom elv og Norefjorden.

Jevn rekruttering (naturlig aldersstruktur) uten dødelighet knyttet til abiotiske faktorer forårsaket av minstevannføringen (stranding, bunnfrysing).

Praktisk forventning:

Stasjonær ørretbestand med vanlig fangststørrelse ca 25 cm. Totalproduksjon (kg/areal) er begrenset av elvearealet.

Produksjon av vandrende ørret vil foregå i tilstøtende innsjø/magasin/elvemagasin og vil derfor avhenge av fiskesamfunn, rekruttering, beskatning og næringsgrunnlag. I strekningen er så vidt vites kun registrert ørret og ørekyt.

Miljøambisjon bunndyr: Tilnærmet naturlig sammensatt bunndyrsamfunn som ikke har vesentlig redusert artssammensetning eller produksjon.

Miljøambisjon vannvegetasjon: Naturlig sammensatt plantesamfunn tilpasset et nytt minstevannføeringsregime. Vegetasjonssamfunnet skal bidra til et variert habitat samt bidra til produksjon av bunndyr og fisk.

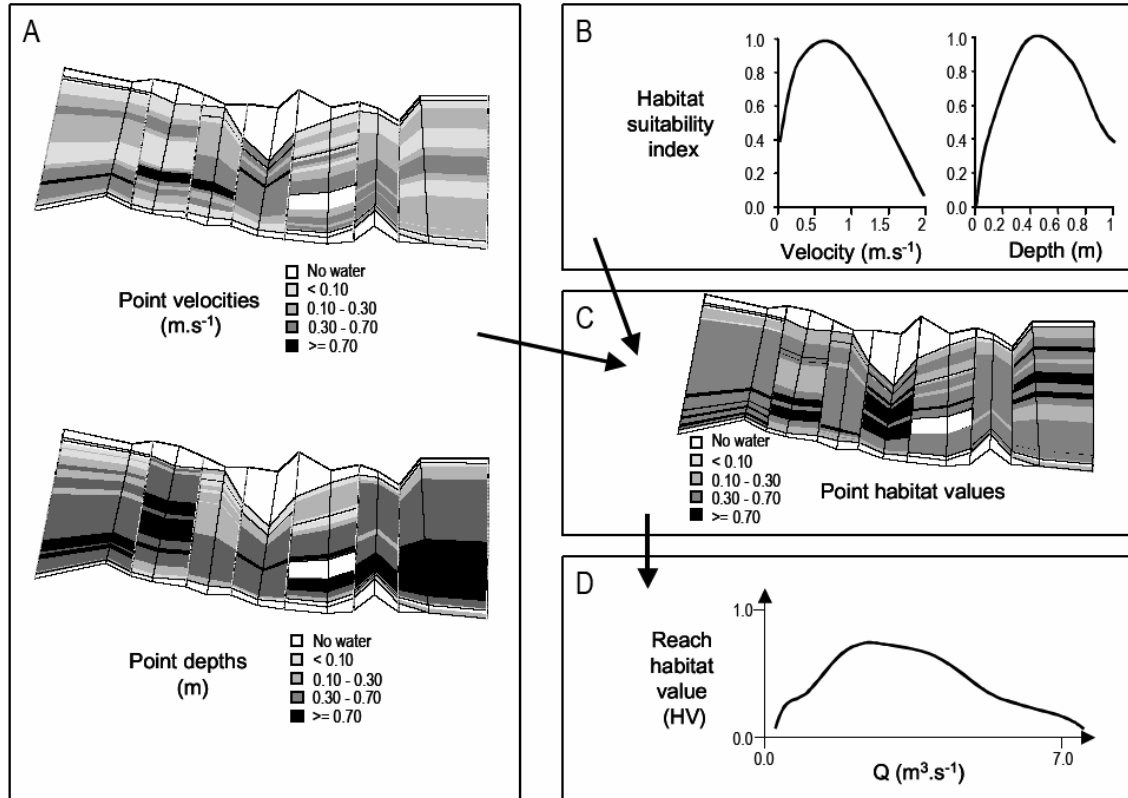
5.5.4 En vurdering av nytten av å gjennomføre habitatmodellering i strekningen

I dette prosjektet har det ikke vært ressurser til å utføre lokalt tilpassede habitatvurderinger på denne eksempelstrekningen i Numedalslågen. Imidlertid er det planlagt utført en habitatmodellering her, som del av en hovedoppgave ved Universitetet i Oslo, med oppstart sommeren 2006. Oppgaven vil vurdere modellering som en mulig metode for kvantifisering av miljømål/økologisk potensiale i sterkt modifiserte vannforekomster. Planen er at feltarbeidet skal utføres med de tidligere beskrevne forenklete franske habitatmodellene på et utvalg strekninger. I tillegg skal tilsvarende modellering utføres på strekninger i minst ett annet regulert vassdrag der SINTEF tidligere har utført tradisjonell habitatmodellering. Forenklete habitatmodeller er i liten grad anvendt for norske forhold tidligere, og er derfor et FoU-arbeid som krever lokale tilpasninger og testing. Ved å sammenligne resultatene av de forenklete habitatmodellene med andre modeller vil man oppnå økt kunnskap om metodens godhet. Anvendelsen i Numedalslågen vil også være nyttig for å se om forvaltningen finner forenklete habitatmodeller nyttige som grunnlag for fastsetting av miljømål og tiltak i SMVF.

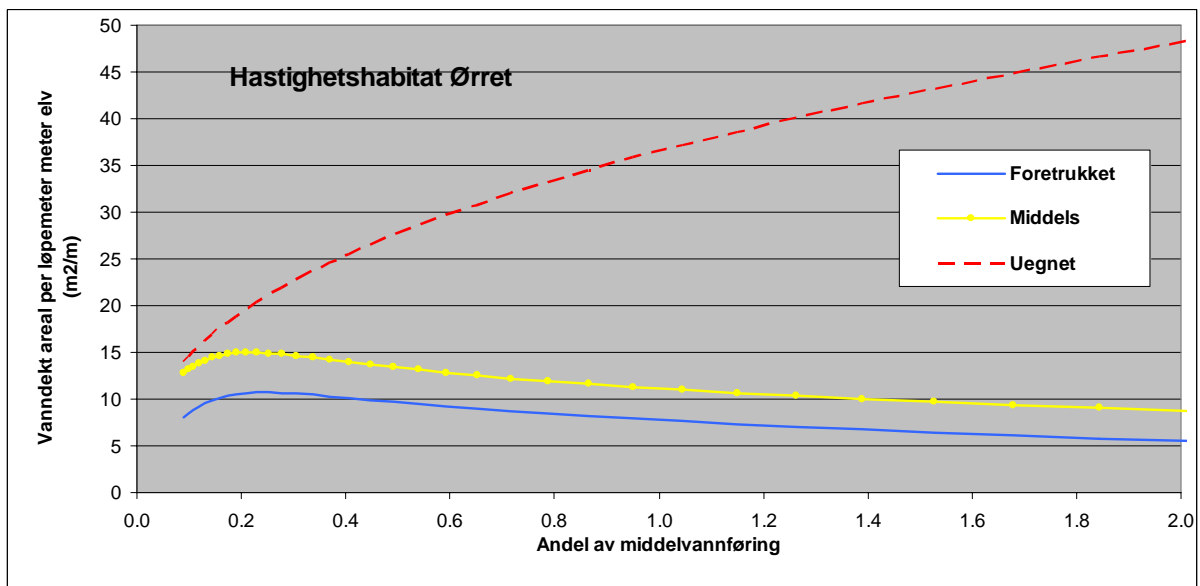
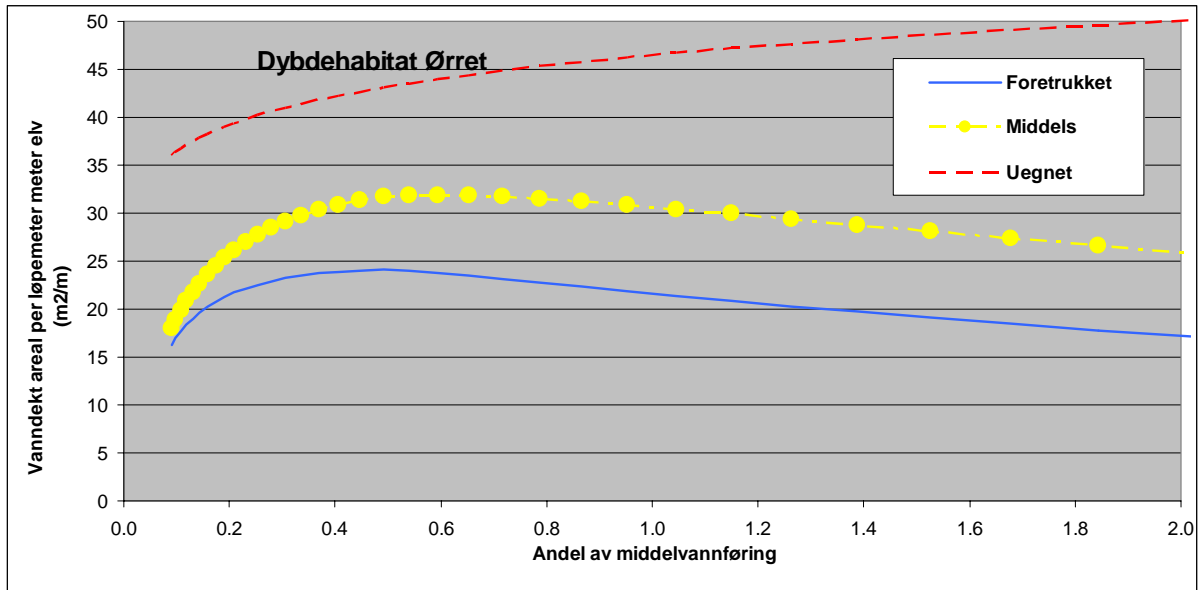
For å eksemplifisere hvordan metoden vil kunne benyttes, vises her noen resultater fra habitatmodeller hvor det fysiske habitattilbudet kobles med en art/størrelsesgruppes preferanser til de samme fysiske parametrene (figur 15). Her er sluttresultatet vist som en sammenstilt habitatverdi som funksjon av vannføring. Tilsvarende kan utføres for alle vannlevende organismer som ferskvannsbiologer mener foretar habitatvalg etter disse parameterne, der gunstige og ugunstige habitatforhold kan kvantifiseres.

Videre er det illustrert resultater fra kjøring av den forenklete Estimhab basert på franske preferanser av ungfisk av ørret (figur 16). I grove trekk kan disse antas å være gyldige for sommerhabitat for norsk ørret. Figurene viser både samlet økning av vanddekt areal som funksjon av vannføring, samt habitatkvaliteten delt i tre kvalitetsklasser. Ved å gå nærmere inn i resultatene kan rett utforming av habitatjusteringer gjøre at andelen foretrukket habitat økes ved lavere vannføring. Tilsvarende habitatmodell kan enkelt utføres også for andre arter, f.eks. ørekyt.

Ideelt sett bør habitatmodellene kjøres for ulike sesonger og størrelsesgrupper av de prioriterte artene i henhold til fastsatte miljømål. På strekninger med betydelig resttilsig er det nyttig å lage varighetsskurver av habitatforholdene, og analysere hvordan andel av tiden med ugunstige forhold kan reduseres til fordel å oppnå gunstige habitatforhold.



Figur 15. Figuren viser de ulike stegene i en tradisjonell mikrohabitatmodell for en oppmålt elvestrekning (A), der sluttresultatet er habitatkvaliteten basert på habitatpreferanser (B), uttrykt som habitatkart (C) og en relativ habitatverdi (0-1) som funksjon av vannføring (D).



Figur 16. Eksempel på resultat fra forenklet habitatmodellering (FSHAB). Dette er ikke basert på data fra Numedalslågen, men illustrerer habitatkvaliteten for ungfisk av ørret for sommerforhold som funksjon av vannføring (andel av middelvannføring) fra en eksemplifisert habitatstasjon

Samtidig som forenklet habitatmodellering anbefales utført på utvalgte strekninger, må det påpekes at en nylig avsluttet hovedfagsoppgave i Numedalslågen (Myrvold 2006) har vist at for fisk er det også viktig å se nedbørfeltet som en helhet. Sammenhengen mellom tetthet av ørretunger i 12 sidebekker til de nedre delene av Numedalslågen ble undersøkt på tre forskjellige romlige skalaer: (1) habitat i selve elvestrengen, (2) arealbruk i kantsonen og (3) topografi, løsmassegeologi og arealbruk i nedbørfeltet. Resultatet viste at de beste modellene på nedbørfeltnivå forklarte en større andel av variasjon i tettheten av fisk enn de beste kantsonemodellene og den beste habitatmodellen. Dette tyder på at forvaltning av fisk derfor også bør inkludere faktorer som virker begrensende på fiskeproduksjon på nedbørfeltnivå.

5.5.5 Forslag til tiltak i strekningen før ny konsesjon i 2001

Nr.*	Tiltak	Forventet økologisk effekt
E4b	Minstevannføring – delvis miljøbasert	3. Økt vannmengde og hindre uttørring, vil gi bedring for fisk og bunndyr.
E6c	Mer økologisk tilpassede ”celleterskler” istedenfor nåværende terskler.	3 Lettere for fisk å migrere oppover elva for å gyte, mer variert strømningsmønster og derfor mer variert vegetasjons- og bunndyrsamfunn. Bør redusere faren for sedimentasjon (substrat) og begroing i forhold til de gamle tersklene. Ørekyt vil sannsynligvis fremdeles ha en fordel av disse, men usikkert.
E7	Habitatjusteringer <i>uten</i> terskler. Lage dypål, kulper, ”nedskalere” elva på bakgrunn av utført habitatmodellering.	3 Se tekst.
E7	Andre habitatjusteringer <i>i tillegg til</i> terskler – beplantning og/eller fjerning av evt. uønsket vegetasjon (begroing)	3 Antas å være nødvendige inngrep som vil bedre økologien.

5.5.6 Forslag til tiltak satt inn i forenklet kostnadsanalyse

Flyttdiagram A			
Miljømål fastsettelse i SMVF kandidater på VF-nivå : Vurdering av laveste tiltakskostnader for å nå miljøambisjoner			
SMVF kandidat: Elvestrekningen Rødberg - Norefjorden		Vurdering nr. : # 1	
Konsesjon: Nore I & II hypotetisk			
Nedbørfelt: Numedalslågen			
Prosess-spørsmål	Prosess-svar	Resultat tiltaks-vurdering	Informasjonsgap / flaskehals
A1.Hva er miljøambisjon og målvariable for vannforekomsten?	se VF beskrivelse i hovedrapport		
A2.Hva er relevante tiltaksgrupper for vannforekomsten?	se VF beskrivelse i hovedrapport	E4, E6, E7	

A3 Påvirker tiltakstypen målvariablene?	Ja:	E4b, E6c, E7b, E7f	Oppgradering av dam nødvendig, må beregne kostnad for MVF.
A4 Er tiltaket teknisk/fysisk gjennomførbart?	Ja:	E4b, E6c, E7b, E7f	E6c og E7b er delvis substitutter. Kostnadseffektivitetsvurdering må brukes for å velge én av tiltakene. Redusert vannføring som resultat av E7b må kvantifiseres ved hjelp av habitatmodell.
A5 "Begrenset" tiltaksliste		E4b, E6c, E7f	E7b droppet pga informasjonskrav til habitatmodellering. Informasjonskostnader kan likevel oppveies under implementering ved optimalisering av vannføring.
A6. Kan tiltakspakker defineres som gjør at VF kan nå GØT / ikke lenger er SMVF-kandidat?	Nei		
A7. Kan tiltakspakker defineres som når miljøambisjonen (GØP)?	Ja	Tiltakspakke #3: E4b+E6c+E7f E4b: + 4 m ³ /s hele året	Miljøbasert minstevannføring gjør informasjonskravet til å beregne krafttap større (bruk midlevannføring).
A8. VF kandidater for LSO (manglende tiltak)	Ikke relevant		
A9. Beregn direkte kostnad for tiltakspakker (GØP)		Tiltakspakke #3: E4b: 6 200 000 kr/år (-400 000 kr/år) E6c: 80 000 kr/år E7f: 50 000 kr/år Totalt: ca 5 930 000 kr/år	Minikraftverk som benytter minstevannføring reduserer kostnadene ved E4b. Ingen erfaringstall for habitatjusteringer
A10. Identifiser billigste tiltakspakke som når miljøambisjon (GØP)	Tiltakspakke #3:		Ingen informasjon om hvilken minste økning i minstevannføring må til for å nå GØT. Vet ikke om dette er billigste tiltakspakke.
A11. VF kandidater for GØP = miljøambisjon	Elvestrekningen Rødberg - Norefjorden		
A12. Beregn direkte kostnad for tiltakspakker (GØT)	Ikke relevant		
A13. Identifiser billigste tiltakspakke som når GØT			
A14. VF kandidater for GØT > miljøambisjon	Ikke relevant		

5.5.7 Praktiske erfaringer – tiltak utført etter 2001

I 2001 ble det pålagt en minstevannføring i strekningen, denne ble fastsatt til 5 m³/sek om sommeren og 3 m³/sek om vinteren. I 2004 ble fem av de eksisterende tersklene (som til dels var ødelagte av flom) byttet ut med nye såkalte celleterskler. Oppstrøms 4 av celletersklene er det vannspeil på ca 100 – 300 m hver. Med en bredde på celletersklene på 30 – 200 m, og 4 vannspeil så er ca 3,5 km av strekningen uberørt av habitatjusteringer. Det er også blitt plantet egnede vekster for å bidra til reetablering av en naturlig vegetasjon langs strekningen. Målet for tiltakene var bedre ørretbestand i både strekningen og i Norefjorden, samt vannspeil/estetikk med mer ”naturlige” terskler. Etter disse tiltakene har el-fiske påvist ørret og ørekyt, men ingen vitenskapelig undersøkelse er utført eller pålagt i strekningen. Samtidig er tilbakemeldinger fra kommunene og vannbrukere entydig positive.

Samtidig ble det økonomisk å bygge et minikraftverk for å bruke minstevannsslippet, slik at tapet i energiproduksjon ble betydelig mindre, men på bekostning av en nyinvestering og større driftskostnader (med et minikraftverk). Nytt kraftverk som vil utnytte MVF er planlagt rett nedstrøms Rødbergdammen. En naturlig barriere hindrer uansett fisken i å gå helt opp til Rødbergdammen.

Det er åpenbart at pålegget om permanent vannføring på strekningen fra kun resttilsig til 3 og 5 m³/s har økt det økologiske potensialet på strekningen (figur 17). Ut fra en subjektiv vurdering virker minstevannføring sammen med celletersklene som berører ca 25 % av strekningen, til å ha gitt både et stort vanddekt areal og generelt bra med gunstige habitatforhold for ørret. Store stille terskelbassenger finnes fremdeles, men strekningen nedstrøms de gamle tersklene har fått større hydraulisk variasjon, som innebærer variasjon i vannhastigheter, dybder og skjulmuligheter (potensielt bedret islegging i den kalde årstiden). Ut fra habitatvurdering i forhold til fisk er det mulig at nivået på minstevannføringene kunne vært omdisponert og sågar senket på tider av året og samtidig oppnådd samme nivå på det økologisk potensialet. Stedegne undersøkelser, inkludert noe mer data om hydrologien og elvas utforming trengs for å underbygge denne antagelsen, og vi antar at habitatjusteringene da måtte vært utvidet i omfang og evt ytterligere optimalisert for å tilfredsstille de fysiske habitatkravene til nøkkelarter. Dette vil bli videre analysert som del av hovedoppgaven til Ariel Sevendal ved Universitetet i Oslo.



Figur 17. Strekningen Norefjorden – Rødberg. På bildet til venstre er vannføringen 5,5 m³/s, på bildet til høyre er den 3,5 m³/s. For estetikkenes skyld kan det spørres om endringen har noen betydning, men hva med økologien? Foto: Numedals-Laugens Brugseierforening.

5.6 Røungelva fra Røungen til Tunhovdfjorden

5.6.1 Kort beskrivelse

Det ble gitt tillatelse til overføring av Røungen fra Numedalslågen til Hallingdalsvassdraget i april 1970. Konesjonen er gitt på ubegrenset tid, men vilkårene kan tas opp til revisjon etter 50 år, altså i 2020. Avløp fra Ustevatn overføres via Røungen til Hallingdalselva, for å bli benyttet i Uste kraftverk. Røungen har en regulerings høyde på 13,5 meter (oppdemming 9,5 og senkning 4 meter). Etter overføringen har sik vandret inn i Røungen fra Hallingdalsvassdraget.

Eksempelet gjelder Røungelva, som løper fra Røungen til Tunhovdfjorden. Før overføringen av Røungen var dette ei uregulert elv. Etter regulering har vannføringen ut fra Røungen til Røungselva vært lik null, og manøvreringsreglementet tilsier også at lukene som forbinder Røungen med Ustevatn skal manøvreres slik at flomavløp til Numedalslågen forhindres. Nedover Røungselva kommer sidebekker inn, og elva har derfor noe vannføring i nedre deler.

Siken som ble innført i Røungen etter overføringen medfører et problem for tiltak, som for eksempel å innføre minstevannføring i Røungselva. Dette fordi det ikke er ønskelig at sik kommer ned i Tunhovdfjorden eller Pålsbufjorden. Årsaken er at så regulerte magasin som Tunhovd og Pålsbu ikke klarer å opprettholde gode bestander av både ørret, røye og sik. Resultatet kan bli at ingen av artene får gode vilkår, og man ender opp med magre individer av hver art. Av den grunn er tiltak allerede utført for å hindre spredning nedenfor dammen, ved at planker er satt opp over flomløpet. Dette tiltaket er lokalt oppfattet som viktig og vellykket i og med at det ikke er registrert sik i Tunhovd. Lokalt oppfattes det heller ikke som et problem at Røungelva er tørr øverst, og det foretrekkes en "sik-fri" Tunhovd fremfor en kort elvestrekning med vann i Røungen.

5.6.2 Strekingen før ny konsesjon i 2001

Røungelva inngikk ikke i den nye konsesjonen for 2001. Manøvreringsreglementet kommer ikke opp til fornying før ca. 2030. Imidlertid tas Røungselva med som et eksempel i denne rapporten da den har en del interessante problemstillinger.

5.6.3 Forslag til miljøambisjoner i strekingen Røungen - Tunhovdfjorden

I følge tabellene i verktøykassen kan strekingen, om den gis minstevannføring, ha ambisjoner som følger:

Abiotisk ambisjon: Elementer av opprinnelig vassdragsnatur skal ivaretas, kulp stryk

Miljøambisjon fisk:

- i) Stasjonær elvelevende ørret og
- ii) Vandrende ørret mellom elv og Tunhovdfjorden.

For *bunndyr* kan målet være et tilnærmet naturlig sammensatt bunndyrsamfunn som ikke har vesentlig redusert artssammensetning eller produksjon.

For *vannvegetasjon* kan miljøambisjonen være et naturlig sammensatt plantesamfunn som er tilpasset minstevannføringsregimet, og som skal bidra til et variert habitat samt til produksjon av bunndyr og fisk.

5.6.4 Forslag til tiltak i strekningen før ny konsesjon i 2001

Nr.*	Tiltak	Forventet økologisk effekt
E4b	Minstevannføring gjennom luker i dam	1. Ved slipp av vannføring nedover Røungelva vil sik kunne komme ned i Tunhovdfjorden. Dette er ikke ønskelig.
E4b	Minstevannføring slippes gjennom sandfilter	2-1 Et sandfilter vil kunne filtrere vekk evt rogn av sik. Imidlertid viktig at filteret er garantert tett. Hvis ikke må effekten karakteriseres som "1".
	Sik utryddes i Røungen, deretter slippes minstevannføring. Utfisking ikke mulig, derfor er foreslått tiltak rotenonbehandling samtidig som man tar vare på egg av ørret og røye.	1. Sik vil kunne vandre tilbake til Røungen fra Hallingdalselva. Et viktig spørsmål er om rotenonbehandling kan anbefales i innsjø med ellers frisk fisk, dette særlig i forhold til VRDs prinsipper.
E6c	Bygging av terskler, f.eks. "celleterskler" i nedre deler for å bedre habitatet og estetikken der.	2 - 3 Lettere for fisk å migrere oppover elva for å gyte, mer variert strømningsmønster og derfor mer variert vegetasjons- og bunndyrsamfunn. Ved å benytte celleterskler bør faren for sedimentasjon og begroing begrenses. Ørekyt vil sannsynligvis fremdeles ha en fordel, men usikkert. Kan anta at tiltaket blir mest effektivt om det samtidig slippes minstevannføring.
E7	Habitatjusteringer <i>uten</i> terskler og uten minstevannføring. Lage dypål, kulper, "nedskalere" elva på bakgrunn av utført habitatmodellering.	3 Kan gi vel så bra effekt som å bygge terskler, særlig hvis minstevannføring ikke slippes. Trenger mindre vannføring, kan kanskje unngå å slippe mvf og samtidig få ei fin gyteelv i nedre deler. Effekt avhenger helt av morfologi.
E7	Andre habitatjusteringer – beplantning og/eller fjerning av evt. uønsket vegetasjon (begroing), djupål i tilførselsbekker.	3 Ørret gyter i dag i det gamle elveleiet (funnet rogn), og LFI har anbefalt habitatforbedring rett ved innløp til Tunhovd, pga tilstrømning av fersk bekkevann/grunnvann. Det ansees som gunstig med naturlig gyting i bekken, som erstatning for utsetting.

5.6.5 Forslag til tiltak satt inn i forenklet kostnadsanalyse

Flytdiagram A			
Miljømål fastsettelse i SMVF kandidater på VF-nivå : Vurdering av laveste tiltakskostnader for å nå miljøambisjoner			
SMVF kandidat: Røungelva		Vurdering nr. : # 1	
Konsesjon: Nore I & II hypotetisk			
Nedbørfelt: Numedalslågen			
Prosess-spørsmål	Prosess-svar	Resultat tiltaks-vurdering	Informasjonsgap / flaskehals
A1.Hva er miljøambisjon og målvariable for vannforekomsten?	se beskrivelse over		
A2.Hva er relevante tiltaksgrupper for vannforekomsten?	se beskrivelse over	E4, E6, E7	
A3 Påvirker tiltakstypen målvariablene?	Ja: Delvis: Nei:	E7b, E7f E6c, E4b(sandfilter) E4b	
A4 Er tiltaket teknisk/fysisk gjennomførbart?	Ja: Usikkert:	E7b, E7f, E4b(m sandfilter), E6c	Minstevannføring gjennom filter ikke utprøvd. Tiltakene har effekt i begrensede deler av elvestrekningen. E7 og E6c er delvis substitutter. Kostnadseffektivitetsvurdering må brukes for å velge én av tiltakene.
A5 "Begrenset" tiltaksliste		E4b(m sandfilter), E6c E7f	E7b droppet pga informasjonskrav til habitatmodellering. Informasjons-kostnader kan likevel oppveies under implementering ved optimalisering av vannføring.

A6. Kan tiltakspakker defineres som gjør at VF kan nå GØT / ikke lenger er SMVF-kandidat?	Nei		
A7. Kan tiltakspakker defineres som når miljøambisjonen (GØP)?	Ja	Tiltakspakke #4: E4b(m sandfilter) +E6c+E7f E4b: +0,5 m3/s	
A8. VF kandidater for LSO (manglende tiltak)	Ikke i utgangspunktet.		Ikke LSO dersom E4b er teknisk mulig. Øvre deler kan bli LSO ved en revurdering av miljømål mot tiltakskostnader (Kost-effekt-diagram B)
A9. Beregn direkte kostnad for tiltakspakker (GØP)		Tiltakspakke #4: E4b: 4 400 000 kr/år E6c: 80 000 kr./år E7f: 50 000 kr./år Totalt i konsesjon: ca 130 000 kr/år Totalt: ca 4 530 000 kr/år	Ingen erfaringstall for habitatjusteringer. Kostnadene forbundet med krafttap påføres annen kraftprodusent utenfor nedbørfeltet. Verdi av økt tilsig til konsesjonær og andre produsenter i Numedalslågen ikke beregnet her (indirekte tiltaksnytte).
A10. Identifiser billigste tiltakspakke som når miljøambisjon (GØP)	Tiltakspakke #4:		
A11. VF kandidater for GØP = miljøambisjon	Røungelva		
A12. Beregn direktekostnad for tiltakspakker (GØT)	Ikke relevant		
A13. Identifiser billigste tiltakspakke som når GØT	Ikke relevant		
A14. VF kandidater for GØT > miljøambisjon	Ikke relevant		

5.6.6 Foreløpig konklusjon - Røungelva

Det antas at øvre deler av denne strekningen kan være en kandidat for "less stringent objectives (LSO)", på grunn av risikoen for å ødelegge andre vannforekomster ved å slippe vann fra Røungen. Tiltak i denne elva er ikke prioritert lokalt foran andre tiltak med mer miljøgevinst. En konklusjon kan derfor være at øverste deler av denne SMVF ikke kan oppnå GØP, selv med en utsettelse i tid. Dog må sandfiltrert minstevannslipp dokumenteres å være for dyr eller usikker før LSO aksepteres. Nedre deler har i lang tid, trolig alltid, hatt gyting av ørret. Dette kan trolig bedres ytterligere om det gjennomføres habitatjusteringer. Det bør legges til at resipientvurdering bør utføres dersom det blir økt hyttebygging i nedbørfeltet til Røungelva.

5.7 Lågen fra Hvitvingfoss og ned til E18

5.7.1 Kort beskrivelse

Strekningen omfatter Numedalslågens hovedløp fra Hvitvingfoss og ned til Bommestad bru ved E18. I henhold til grovkarakteriseringen er denne strekningen *ikke* en SMVF. Typologien gis som "stor elv, kalkfattig, klar, og i lavland". Den er foreløpig karakterisert som mulig innenfor risiko om å ikke oppnå god status innen 2015 ned til samløpet med Hærlandselva, nedstrøms samløpet er den karakterisert som "at risk". Belastninger omfatter jordbruk, forurenset grunn/sediment, avløp, samt tettsteder (først og fremst oppstrøms påvirkninger fra Kongsberg). Vannkvaliteten er stort sett god, med unntak av bakterieinnhold som går fra moderat til dårlig status nedover strekningen, og totalfosfor, som tidvis viser konsentrasjoner innenfor grensen til mindre god og dårlig (f.eks. Simonsen 2005). Situasjonen forverres nedstrøms. Disse forholdene skyldes sannsynligvis avløp fra Kongsberg-området samt spredt avløp og jordbruk. Det foreligger ikke tilstrekkelig med data om miljøgifter og tungmetaller.

Strekningen er lakseførende, og ble i januar 2005 kategorisert for både laks og sjøørret som "5a Moderat/lite påvirket bestand - spesielt hensynskrevende".

Strekningen er som nevnt over ikke karakterisert som en SMVF. Den ble allikevel tatt med av følgende grunner:

- strekningen er en lakseførende strekning, og det ble i utgangspunktet ansett som viktig å teste metoden ut på en slik strekning;
- strekningen er, i tillegg til å være påvirket av vassdragsreguleringer, også påvirket av andre belastninger, som jordbruk og avløp, noe som medfører at problemstillinger som fortynning av forurensingskonsentrasjoner blir aktuelle;
- etter ny konsesjon i 2001 ble manøvreringsreglementet i Lågen utformet slik at vannføring i denne strekningen får fortrinn fremfor fylling av magasinene Tunhovdfjorden og Pålbufjorden, og det ble ansett som interessant å vurdere denne prioriteringen på bakgrunn av EUs vannrammedirektiv.

5.7.2 Strekningen før 2001

Tidligere manøvreringsreglementer (før 2001) ga følgende føringer i nedre deler av Lågen:

Kgl. Res. av 3. oktober 1914:

"...lavvandføringen, som ansattes til 5 m³ pr. sek. i Norefossene og 12 m³ pr. sek. ved Labro."

"...samt avgives vand i saadan utstrekning, at den alminnelige fløtnimng besværes saa lite som mulig ved reguleringen."

I forhold til fløtning er det gjennom årene inngått en rekke avtaler om dette (jf. Statkrafts søknad om fornyet konsesjon i 2001). I 1979 ble det inngått avtale om midlertidig nedleggelse av fløtningen for en tiårs periode, og i 1990 ble det inngått ny tilsvarende avtale frem til 1997. På grunn av fløtningsavtalene gikk det til tider mye vann i elva, og det er mulig at dette kan ha bidratt til å opprettholde Lågen som en god lakseelv. I 1980 fremmet Statkraft forslag om minstevannføringer i Lågen under midlertidig opphør av fløtningen. Kravene frem til 2001 var dermed:

- 100 m³/s ved Mykstufoss i perioden 25.05 – 30.06.

- 80 m³/s ved Kongsberg i perioden 01.07 – 15.08.

Disse vannføringene var dog tilsigsavhengige, og med en minstevannføring på 12 m³/s ved Labro.

5.7.3 Forslag til miljøambisjoner i strekningen

Miljøambisjon laks og annen fauna:

Det er i denne rapporten ikke laget forslag til generelle miljømål eller miljøambisjoner for laks i regulerte vassdrag. Dette fordi programmet Miljøbasert vannføring nettopp er avsluttet, og det skal fra NVEs side lages en kunnskapsoppsummering fra programmet. Siden programmet omfattet mange prosjekter om nettopp laks, er det å håpe at denne kunnskapsoppsummeringen vil utvikle en sammenfattende oversikt over habitatpreferanser hos laks til ulike årstider, med fokus på vannføringsvariasjoner.

Som det også vil fremgå av kapittel 5.7.5, er det igangsatt en 10-årig lakseundersøkelse i Numedalslågen (utføres av NINA). Denne har så langt ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom vannføring og oppvandring av laks, eller vannføring og utvandring av smolt.

Lågen nedenfor Hvittingfoss har som nevnt vært en god lakseførende strekning, og et enkelt miljømål, tatt fra Grønn dal-samarbeidets rapport om miljømål i Lågen (Simonsen 2005) er:

- Vannmengde, vannkvalitet og miljøkvalitet i og langs Lågen skal være slik at det opprettholdes gode bestander av laks og andre naturlig forekommende fiskearter i vassdraget.

I tillegg til laks, er elvemusling en art som lokalsamfunnene langs Lågen ønsker å bevare. I samme miljømålsanalyse (Simonsen 2005) ble det derfor satt som mål at

- Det skal være en levedyktig og reproduserende bestand av elvemusling i Lågens hovedløp.

Selv om vannforekomsten ikke er sterkt modifisert er den påvirket av vannkraft. Et generelt mål for vannforekomsten mer tilpasset VRD kan derfor foreslås som:

Abiotiske forhold, herunder vannføring og vannføringsvariasjoner, skal tilpasses mest mulig naturlige forhold, slik at det gjenopprettes – eller opprettholdes – et mest mulig naturlig plante- og dyresamfunn i vassdraget.

Spørsmålet er bare – hva kjennetegner det naturlige dyre- og plantelivet, og hvilke vannføringsvariasjoner gir best mulig forhold for disse? I tillegg til vannkraft påvirkes også vannforekomsten av ulike typer forurensing, bl.a. bakterier og næringsstoffer, som også vil kunne ha innvirkning på biota.

5.7.4 Forslag til tiltak i strekningen før ny konsesjon i 2001

Grunnet de pågående lakseundersøkelsene i vassdraget, som også vil bli brukt til en vurdering av pålagt vannføring i forhold til laks etter 10 års utprøving av reglementet, ble det ikke funnet hensiktsmessig i dette arbeidet å gå inn på en vurdering av vannføringsvariasjoner i et nytt reglement.

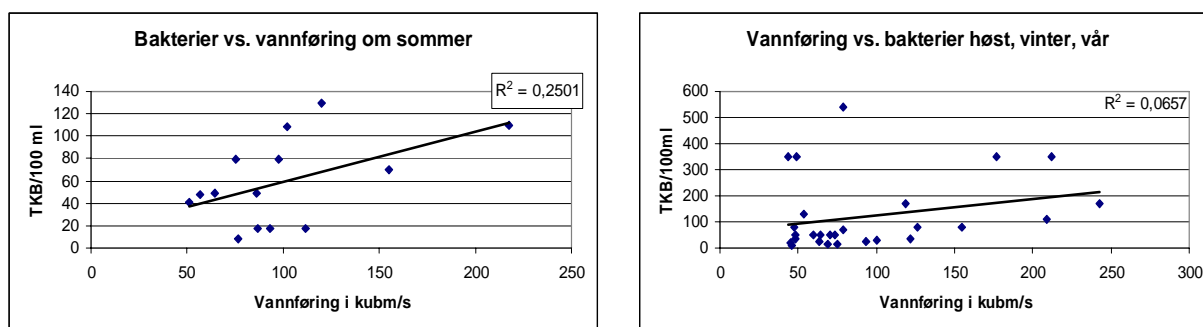
I et møte mellom representanter fra de berørte kommunene langs Lågen, ble en del tiltak foreslått for denne strekningen. Som utgangspunkt for gruppearbeidet var tre hovedproblemstillinger:

- vannføringsvariasjoner og –mengde
- for høye bakteriekonsentrasjoner
- for høye næringsstoff-konsentrasjoner

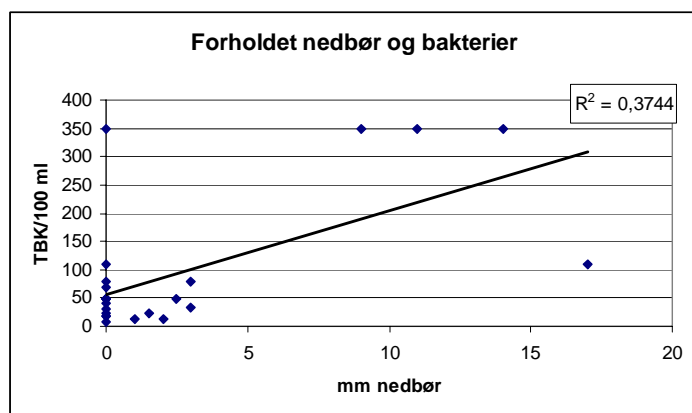
Det tiltaket som ble diskutert og som berører problemstillingene i denne rapporten, er forslaget om å øke pålagt vannføring i perioder med høye bakteriekonsentrasjoner. For å undersøke nytten ved et slik tiltak ble forholdet mellom vannføring og bakteriekonsentrasjoner undersøkt (figur 18).

Som figuren viser, er det ingen entydig sammenheng mellom vannføring og bakteriekonsentrasjon. Ved de fem høyeste bakteriekonsentrasjonene (2 ble observert i februar, 2 i mai og 1 i september) var vannføringene på mellom 43 og 212 m³/s, med et snitt på 112 m³/s. Høye bakterietall opptrer både ved høye og lave vannføringer, og trendlinjen (med meget dårlig korrelasjon) viser en tendens til at konsentrasjonen stiger med økende vannføring. Dette er naturlig dersom høye vannføringer skyldes høye nedbørepisoder med tilhørende overløp fra avløpssystemet. En korrelasjon ble også testet ut mellom nedbør og bakterier (figur 19). Korrelasjonen er fremdeles dårlig, men noe bedre enn ved vannføring (noe som ikke er overraskende i en regulert elv).

Ut fra dette anses det ikke tilstrekkelig bevist at det er en løsning for bakterieproblematikken å øke vannføringen i lavvannsperioder.



Figur 18. Forholdet mellom antall bakterier og vannføring i Lågen ved Holmfoss ved ulike årstider. Sommer (t.v.) representerer månedene juni, juli og august; figuren til høyre de øvrige månedene.



Figur 19. Forholdet mellom nedbør ved Larvik og bakteriekonsentrasjon ved Holmfoss i Numedalslågen.

5.7.5 Praktiske erfaringer – tiltak utført etter 2001

Etter 2001 ble følgende manøvreringsreglement gitt ved Skolleborg:

- 1. jan. – 31. mars: min. 20 m³/s
- 1. apr. – 24. mai jevn opptrapping til min. 40 m³/s
- 25. mai – 24. juni jevn opptrapping til min. 50 m³/s
- 25. juni – 31. juli min. 50 m³/s
- 1. aug. – 31. aug. jevn nedtrapping til min. 40 m³/s
- 1. sept – 30 sept. Jevn nedtrapping til min. 30 m³/s
- 1. okt. – 10. okt. jevn nedtrapping til min. 20 m³/s
- 11. okt. – 31. des. min. 20 m³/s

Minstevannføring er altså økt fra 12 m³/s ved Labro til minimum 20 m³/s ved Skollenborg.

Videre ble det fastsatt at bestemmelsene kan avvikes etter 10 år om nye fiskeundersøkelser (laks) viser behov for det. I 2003 ble det så igangsatt et ti-årig lakseundersøkelse i strekningen. Denne utføres av NINA ved bl.a. Torbjørn Forset og Eva Thorstad. Foreløpige erfaringer ble lagt frem under et møte vinteren 2006 og kan oppsummeres som følger:

Av 67 radiomerkede laks i fjorden (tilsvare ca. 1 % av sannsynlig totalbestand), ble 50 gjenfunnet i Numedalslågen, men kun få av disse gikk helt opp til Hvitvingfoss. Mønsteret for oppvandring kan kort beskrives som en rask oppvandring til første hindring, deretter kan enkelte fisk vente i opp til en måned før videre oppvandring. Ved neste hindring ventet også fiskene, og for hver hindring var det stadig færre fisk som gikk opp. Det ble *ikke* funnet korrelasjoner mellom oppvandring og vannføring. Heller ikke ved smoltutvandring ble det funnet noen signifikant sammenheng med vannføring. Derimot ble det funnet en signifikant sammenheng mellom sjøtemperatur og smoltutvandring: Mesteparten av smolten utvandret over en periode på flere uker (april-mai) når temperaturen ute i havet var ca. 8 grader Celsius. Den vandret ikke ut under første flom, men under middels store og jevne vannføringer.

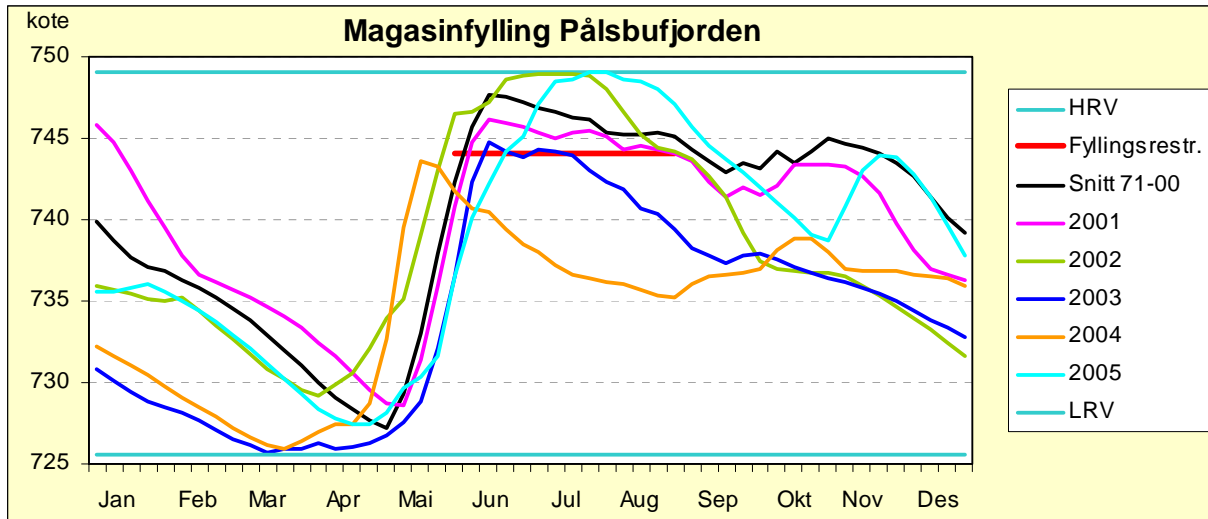
Det anbefales at videre vurderinger av vannføringen i denne strekningen avventer til lakseundersøkelsene har gitt flere resultater. I så måte er den nyere norske praksisen med å åpne for endringer av et manøvreringsreglement etter et visst antall år med naturfaglige undersøkelser å anse som svært positiv.

Når det gjelder bestemmelsen om at denne VF prioriteres på bekostning av oppstrøms vannforekomster er det, som nevnt tidligere, interessant å vurdere om denne prioriteringen er i tråd med VRD. I det nye manøvreringsreglementet for Numedalslågen, meddelt ved kongelig resolusjon av 18.mai 2001 er følgende prioriteringer fastsatt:

- 1.prioritet: Minstevannføringer i Numedalslågen, målt ved Kongsberg samt minstevannføringer fra Haldedammen, fra inntak i Smådølelva, samt fra Rødbergdammen.
- 2.prioritet: Oppfylling av Tunhovdfjorden til et nivå minimum 2 meter under høyeste regulerte vannstand til 1.juli. Dette skal holdes fram til 1.september og skal bare unnvikes dersom det må tappes ut mer vann for å tilfredsstille minstevannføringen i Numedalslågen målt ved Kongsberg.
- 3.prioritet: Om mulig, oppfylling av Pålbufjorden til et nivå minimum 5 meter under høyeste regulerte vannstand. Dette skal holdes fram til 1.september og skal bare unnvikes dersom det må tappes for å tilfredsstille prioritet.1 og prioritet 2.

Med andre ord nedprioriteres fylling av de to øvre magasinene til fordel for å få mye vann i nedre deler av vassdraget. Satt på spissen kan man her si at lakseførende strekning er prioritert foran ørret og annen fisk i magasinene. I forhold til VRD er i utgangspunktet ikke noen arter mer "verdifulle" enn

andre, det tilstrebes god økologi så nær en naturtilstand som mulig. Imidlertid er ikke den nedre strekningen karakterisert som foreløpig kandidat til SMVF. Dette innebærer at det er strengere krav (God økologisk tilstand – GØT) i denne strekningen enn i de to magasinene som begge er klare kandidater til SMVfer, og som derfor skal oppnå GØP. Sett i dette perspektivet kan prioriteringen utført i manøvreringsreglementet forsvares også utfra VRD. Et annet spørsmål er om vannmengdene som er pålagt i nedre deler er for høye, særlig i tørrår. Det vil føre for vidt å diskutere dette ytterligere i denne rapporten, men figur 20 viser at vannstanden i Pålbufjorden ligger lavere etter 2001 enn i tidligere år.



Figur 20. Kurven viser magasinfyllingene i Pålbufjorden for flere år. Trenden i perioden etter 2001 er at vannstanden i magasinet ligger lavere enn snittet av årene 1971 – 2000. Kilde: Numedals-Laagens Brugseierforening.

6. Konklusjon

En metodikk for å fastsette miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster har blitt foreslått og testet ut. Den foreslåtte metoden er illustrert i flytdiagrammet i figur 3 i Kapittel 3. Miljømålet GØP er definert som tilstanden i en vannforekomst et gitt antall år etter at en kostnadmessig akseptabel tiltakspakke er blitt gjennomført. Denne definisjonen er fremkommet gjennom diskusjoner i EU- og EØS-land. Til metoden er tilknyttet fire forskjellige hovedtyper verktøy. Disse omfatter dels allerede utviklete verktøy, dels verktøy som ble utviklet og/eller testet og vurdert i løpet av arbeidet. Alle verktøy er presentert i Kapittel 4.

Uttesting av metodikken i ulike vannforekomster i Numedalslågen har gitt en rekke erfaringer som er oppsummerte under.

6.1 Erfaringer med bruk av metoden og dens verktøy

Uttesting av metodikken i fem vannforekomster i Numedalslågen har vist at metoden er anvendbar. Dog har det vist seg at å utføre enkelte elementer av metoden byr på store utfordringer, dette gjelder særlig de økonomiske (kost-nytte/kost-effekt) aspektene ved metodikken. Erfaringene kan best illustreres ved å dele inn erfaringene i to deler: De delene av metodikken som fungerte godt, og de som er beheftet med en del utfordringer.

De delene av metoden og verktøyene som fungerte godt omfatter:

- **Bruk av sjekklister for foreløpig utpeking av SMVF (Verktøy 1)**
Dette er ikke utført innen dette prosjektet, men prosjektkonsortiet var sterkt inne i karakteriseringen av vannforekomster i Norge, og har erfart at kriteriene var velegnet for en foreløpig utpeking.
- **Bruk av tiltakstabellene (Verktøy 2)**
Tiltakstabellene har vært testet ut ikke bare i dette prosjektet, men også under et gruppearbeid i forbindelse med det tilstøtende prosjektet om tiltaksanalyse av Numedalslågen (se Skarbøvik m.fl. 2006). Begge erfaringer har vist at tabellene fungerer godt: De representerer en god oversikt over etablerte tiltak, og de generelle effekt-kategoriene kan tilpasses den enkelte forekomst slik at det kan utføres en første "screening" av egnede tiltak i forekomsten. Dette sikrer at alle aktuelle, etablerte tiltak vurderes.
- **Bruk av miljøambisjoner (Verktøy 4)**
Bruk av miljøambisjonene har vist at disse kan tilpasses den enkelte vannforekomst gitt at det finnes en viss mengde informasjon om denne forekomsten. Selv om ambisjonslistene nok bør utvikles mer ettersom ny kunnskap kommer til, representerer de en idéliste for de som skal fastsette mer konkrete miljømål knyttet til spesifikke kvalitetselementer i vannforekomstene.

Metodeelementer som har bydd på utfordringer er først og fremst knyttet til uttesting av det økonomiske verktøyet (Verktøy 3):

- **Forenklet analyse av kostnader og miljøeffekt** fungerer som metode, men å utføre dette for hver vannforekomst anbefales ikke uten videre. Det anbefales i stedet å utføre en analyse av hele nedbørfeltet sett under ett, da dette vil kunne bidra til å optimalisere tiltakene. Om vannforekomstene vurderes uavhengig av hverandre, vil man ikke oppnå fordelene av å se alle vannforekomster og tiltak samlet, og faren øker for at unødvendig dyre tiltak iverksettes. Videre vil det sannsynligvis bli for ressurskrevende å finne indirekte kostnader forbundet med hvert tiltak i hver vannforekomst, noe som vil gi et underestimat av tiltakskostnadene. Dette siste vil også ha innvirkning på vekting av tiltakskostnader opp mot et akseptkrav.

- **Fastsettelse av et akseptkrav** er blitt vurdert, konklusjonen er at dette byr på problemer. Dette skyldes bl.a. at et visst tap av produksjon pga tiltak i en vannforekomst ikke nødvendigvis gir samme miljøgevinst som i en annen vannforekomst. Et gitt akseptkrav på x% tap av produksjonen vil derfor redusere mulighetene til å gjennomføre en fornuftig vurdering av tiltak i vannforekomster. Sett i sammenheng med at indirekte tiltakskostnader sannsynligvis ikke kan beregnes for alle typer tiltak pga ressursmangel, vil det også bli problematisk å fastsette riktig tiltakskostnad (som akseptkravet skal måles mot). Det må videre tas en overordnet stilling til hvordan et akseptkrav skal utformes, dvs. per konsesjonær, kraftverk, vannområde eller vassdrag.
- Konklusjonen fra noen få forsøk med simulering av **samfunnsøkonomiske konsekvenser** av produksjonstap i Numedalslågen ved hjelp av Samkjøringsmodellen, viste at kostnadene er vanskelige å kvantifisere og at det trengs en meget sofistikert modellering. Samkjøringsmodellen beregner kun kostnader relatert til kraftsektoren, og kostnader knyttet til andre brukerinteresser og miljøeffekter må estimeres separat. Metodikken for å fastsette GØP må dermed utvikles videre med mindre grad av kvantifisering enn opprinnelig tenkt. Det som kan kvantifiseres er tapt produksjon i form av GWh per år i gjennomsnitt.

6.2 Evaluering av metoden, sett i lys av eksisterende praksis

Det ble i oppdragsbeskrivelsen bedt om at ulikheter mellom anbefalt metodikk og dagens konsesjonspraksis ble belyst. Dette ble innledningsvis gjort i tabell 1. Det som fra prosjektkonsortiets side antas å være nytt i denne metoden i forhold til eksisterende praksis omfatter

- Bruk av tabeller for etablerte tiltak i SMVfer, som kan bidra til at tiltak vurderes på en systematisk måte før konsesjonene fastsettes, både ut fra effekter og kostnader;
- Bruk av forenklete habitatjusteringsmodeller som kan resultere i andre tiltak enn terskelbygging, og som kan gi redusert behov for vannføring og dermed redusere tapt kraft uten at miljøet (kvalitetselementene) gis dårligere vilkår;
- Utvidet bruk av analyser av kostnader og effekter enn det som er vanlig i gjeldende praksis, med metodikk for forenklet analyse samt utregning av kostnader ved slipp av minstevannføring.
- Innføring av nytt begrep, *miljøambisjoner*, som omfatter forventet tilstand for tre ulike kvalitetselementer (fisk, bunndyr og vannvegetasjon) i ulike typer SMVF. Dette gir mulighet for mer etterprøvbare mål, som igjen muliggjør mer konkrete etterundersøkelser av effekten av tiltakene i forhold til opprinnelig målsetning. Det forutsettes imidlertid at fremtidige undersøkelser vil bidra til å utvikle disse miljøambisjonene videre.

For å konkretisere det siste punktet viser det seg at miljømål satt for de utvalgte eksemplene er til dels svært forskjellige fra målene satt i konsesjonen for Numedalslågen i 2001. Et utvalg miljømål fra konsesjonen omfatter f.eks. at det skal sørges "for at stedegne fiskestammer opprettholder naturlig reproduksjon", "for at naturlige livsbetingelser for fisk og øvrige naturlige plante- og dyrepopulasjoner forringes minst mulig", for at "naturlig rekruttering av fiskestammene" styrkes ved tiltak, og at fiskens vandringsveier opprettholdes. Som det fremgår av dette, er miljømålene ikke spesifikke mht kvalitetselementene, de er ikke satt per vannforekomst, og de er ikke umiddelbart etterprøvbare. En hovedforskjell mellom eksisterende konsesjonspraksis er derfor at metodikken foreslått i denne rapporten gir

- miljøambisjoner for hver vannforekomst;
- miljøambisjoner for tre kvalitetselement; og
- miljøambisjoner eller mål som er detaljerte og derfor relativt lette å etterprøve.

Ved bruk av tiltakstabellene for hver vannforekomst har det vist seg at tiltak ble anbefalt som ikke inngikk i konsesjonen for 2001. Dette omfatter f.eks. forsøk med vegetasjonsetablering i soner i Pålbufjorden, samt forenklet habitatmodellering i strekningen Rødberg – Norefjorden. Det er ikke klart om disse tiltakene var diskutert men ble forkastet under konsesjonsbehandlingen. Dette siste viser en ulikhet mellom foreslått metode og eksisterende praksis mht ettersporing av metodikken.

6.3 Noen konkrete anbefalinger

- **Bruk av mindre strenge miljømål (MSM/LSO) bør i størst mulig grad unngås**
Hvis GØP, altså den miljøtilstanden systemet er i et visst antall år etter at tiltakene ble satt inn, viser seg å være svært mye dårligere enn de opprinnelige miljøambisjonene som ble satt, har man valget mellom å si at vannforekomsten fremdeles har godt økologisk potensiale, bare dårligere enn miljøambisjonen, eller man kan velge å definere den som underlagt ”mindre strenge miljømål” (MSM/LSO). En klar anbefaling før MSM/LSO benyttes, er å først justere tiltakspakken slik at en ”bedre” GØP kan oppnås. Bruken av MSM/LSO bør reduseres mest mulig, og kun benyttes i særskilte vannforekomster.
- **Ta utgangspunkt i begrensende faktorer**
Ved valg av tiltak og fastsetting av miljøambisjoner er det viktig å ta hensyn til begrensende faktorer for artene. Slike begrensende faktorer er ofte avhengig av livssyklusrunden til artene, dvs at hele året må tas i betraktning. Laksens livsyklus er et typisk eksempel på dette. Fokus bør ikke settes ensidig på en-arts samfunn; dog kan indikatorarter brukes til å kvantifisere og etterprøve målet. Indikatorarter vil også være nyttige for å kunne gjennomføre en forenklet kostnads- og effektanalyse av tiltakene.
- **Se vassdraget under ett, og ikke vannforekomst for vannforekomst, eller konsesjon for konsesjon**
Vassdraget bør i størst mulig grad sees under ett. Det vil bli enklere å optimalisere tiltak og tiltakskostnader om vannforekomster i hele vassdraget kan veies opp mot hverandre. Hvis f.eks. vannføringen i en nedstrøms vannforekomst økes, vil dette ha innvirkning på magasinifylling i oppstrøms magasiner. Et eksempel fra Numedalslågen er at slipp av vann i de nedre deler har innvirkning på magasinifyllingen i bl.a. Pålbufjorden. Prinsippet i dette er at noen vannforekomster sannsynligvis må ”ofres”, dvs. få dårligere økologisk potensiale, enn andre. Det vil bli mer tidkrevende å først utrede tiltakskostnader i hver vannforekomst for så å ”oppdage” at de foreslåtte tiltakene har innbyrdes påvirkning på hverandre.
- **Kunnskapsmangel vil forhåpentligvis gradvis utbedres, og verktøyene må derfor oppgraderes**
Det er en utfordring at det er manglende kunnskap om mange kvalitetselementer og økologiske forhold i vassdrag. Det er for eksempel per i dag ikke utført tilstrekkelig arbeid for å kunne gi gode miljøambisjoner for alle kvalitetselementer, og de forslagene som er gitt i kapittel 4.5 må derfor revurderes løpende ettersom ny kunnskap kommer til. Dette vil også medføre at både GØP og LSO kan måtte omdefineres for den enkelte vannforekomst. Kunnskap om effekten av vannførings- og vannstandsendringer på ulike kvalitetselementer er også under utvikling. Ettersom ny kunnskap kommer til, og undersøkelser utføres av effekter av inngrep og tiltak i SMVfer, bør Verktøyene gitt i dette metodeforslaget derfor revideres. Samtidig bør det være mulig å gå inn og endre på pålagte konsesjonsbetingelser.

6.4 Videre arbeid

Rapporten vil, som nevnt innledningsvis, være et bidrag til en veileder som vil utarbeides i regi av Direktoratgruppen for VRD høsten 2006, samt en revisjon av NVEs veileder for revisjon av konsesjonsvilkår. Også annet materiale vil nødvendigvis inngå som bakgrunnsstoff for en slik veileder, bl.a. er en ny kunnskapsoppsummering av økologiske forhold i vassdrag med endret vannføring er nylig utgitt av NVE (Saltveit 2006). Siden prosjektet var avsluttet ved utgivelsen av denne boken er den ikke brukt direkte i arbeidet, dog har både redaktøren og forfattere av boken vært prosjektmedarbeidere i prosjektet.

7. Referanser

Berge D., Barton, D., Moy, F., Størset, L., Førde, E., og Østdahl, T. 2003. Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanndirektiv i Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder. Fase 2: Skisse til veiledere for karakteriseringsoppgavene i 2004. Rapport 4753-2004

Berge, D., Berge, J.A., Barton, D., Gaut, A., Tjomsland, T., Rygg, B., Turtumøygard, S., Øygarden, L., Kraft, P., og Dahl, E. 2004. Karakterisering – Numedalslågen med utenforliggende fjordområdet. NIVA-Rapp. 4784-2004. 141 s.

Berge, D. og Halvorsen, G. 2002. Floating artificial vegetation stands: a measure to reduce lost littoral production in regulated lakes. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 28: 845-850.

Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S.J. og Aass P. 2003. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålsbufjorden. Årsrapport 2002. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetets naturhistoriske museer, Oslo, 222, 16s

Brabrand, Å. 2004. Fiskefaglige vurderinger ved etablering av magasinterskel i Pålsbufjorden. Universitetets naturhistoriske museer, Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske, Universitetet i Oslo, notat 1 2004. 10 s.

Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J., Aass, P. 2004. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålsbufjorden . Årsrapport 2003. Oslo: Univ. naturhist. museer, Lab. ferskvannsekol og innlandsfiske, 228, 20 s.

Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J., Aass, P. 2005. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålsbufjorden . Årsrapport 2004. Oslo: Univ. naturhist. museer, Lab. ferskvannsekol og innlandsfiske, 227, 18 s.

Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J., Aass, P. 2006. Fiskeribiologiske undersøkelser i Pålsbufjorden . Årsrapport 2005. Oslo: Univ. naturhist. museer, Lab. ferskvannsekol og innlandsfiske, 245, 20 s.

Brittain, J. E. 2002. The Norwegian research programme for environmental flows. *Envio Flows 2002 4th Ecohydraulics*, Cape Town, South Africa.

Buskerud Kraftverker 1974 Kraftutbyggingsprosjekt Dagali. Registrering av natur- og kulturverninteresser. Utredninger 1970-73. Buskerud Kraftverker og Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske.

EC 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 of establishing a framework for community action in the field of water policy.

EC 2003a. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Produced by working group 2.2 – HMWB.

EC 2003b. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 1. Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.6 – WATECO.

- Eie, J.A., Brittain, J.E. og Eie, J.A. (1995) Biotopjusteringstiltak i vassdrag. Kraft og miljø nr. 21. NVE. 79 s.
- Glover, B., m.fl. 2006. Oversikt over avbøtende tiltak i Norge for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Juni 2006.. Multiconsult rapport in prep.
- Halleraker, J. H., Daae, T., Fjeldstad, H-P. 2000. Økologisk optimalisert vannføring i regulerte vassdrag. SINTEF rapport nr. STF22A00411.
- Halleraker, J. H. & Harby, A. 2006. Oversikt over internasjonale metoder for å bestemme miljøbasert vannføring - Hvilke egner seg for norske forhold? NVE, Miljøbasert vannføring rapport nr 9.
- Hansen, H og Garnås, E. 1987. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Hein, Halnefjorden og Veslekrækja 1986. Rapp. Nr. 8 – 1987. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen.
- Harby, A. and Arnekleiv, J.V. 1994. Biotiope improvement analysis in the river dalåa with the river System Simulator. Proceedings, IAHR 1st Int Symp on habitat hydraulics. SINTEF NHL report STF60 A94039.
- Harby, A, Vaskinn, K.A., Alfredsen, K. Killingtveit, Å., Erlandsen, A., Heggenes, J. Saltveit, S.J., og Lingaas, O. 1999. Methods and applications of fish habitat modelling in Norway. 3rd int. Symp. on Ecohydraulics. Salt Lake City.
- Harby, A., Baptist, M., Dunbar, M. J., Schmutz, S. (eds) 2004. State-of-the-art in data sampling, modelling analysis and applications of river habitat modeling. Cost Action 626 final report. 312 pp.
- Jorde, K., Schneider, M., Peter, A. & Zoellner, F. 2001. Fuzzy based Models for the Evaluation of Fish Habitat Quality and Instream Flow Assessment. Proc. third International Symposium on Environmental Hydraulics, Tempe, AZ, Dec. 5-8, 2001., CD-rom.
- Kampa, E. og Kranz, N. 2005. WFD and Hydromorphology. Workshop summary report. European Workshop 17-19 October 2005, Prague.
- Koksvik, J.I. 1992. Ørreten i Innerdalsvatnet i perioden 1982-1989. I: Berg, G. og Faugli, P.E. (red.): FoU-prosjekter i Orkla. NVE Publ. 2. 1992: s. 157-176.
- Koksvik, J.I. 1993. Biotopjusteringstiltak i Innerdalsmagasinet. Utvikling i ørretpopulasjonen i magasinet og et tilknyttet terskelbasseng. I: Brittain, J. E. og L'Abée-Lund, J.H. (red.): Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE Publ. 15 1993: s. 38-43.
- Lamouroux, N. and Jowell, I.G. 2005. Generalized instream habitat models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 7-14.
- Lamouroux, N. & Capra, H. 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. Journal of Freshwater Biology 47: 1543-1556.
- Multiconsult 2004. Veileder for foreløpig identifisering og utpeking av Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF) i Norge. Versjon 31.05.04. Upublisert veileder utarbeidet av Multiconsult; Rådgivende biologer. www.nve.no
- Myrvold, K.M. 2006. Relationships between juvenile brown trout (*Salmo trutta*) densities, their in-stream habitat, and riparian and watershed characteristics in tributary streams of the Numedalslågen

River, Norway. Masteroppgave. Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap, 35 s.

Navrud, S.. 2004. En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 2 * Miljøkostnader av norsk vannkraft. Publikasjon nr 181-2004. EBL Kompetanse, Oslo, 66s.

NVE 2001. Brukerveileder for Nytte-kostnadsanalyse av sikringstiltak i vassdrag. Vassdragsavdelingen, Seksjon for vassdragsteknikk. September 2000. Oppdatert juni 2001.

OED 2001. Numedals-Laugens Brugseierforening. Ny konsesjon for fortsatt regulering av Numedalslågen. St.prp. nr. 37 (2000-2001)

Poff, N. L., Allan, J. D., Palmer, M. A., Hart, D. D., Richter, B. D., Arthington, A. H., Rogers, K. H., Meyer, J. L. & Stanford, J. A. 2003. River flows and water wars: emerging science for environmental decision making. *Front Ecol Environ* **1**(6): 298-306.

Reitan, O. 1992. Fugl ved Innerdalsmagasinet med særlig vekt på effekter av terskeldammen. I: Berg, G. og Faugli, P.E. (red.): FoU-prosjekter i Orkla. NVE Publ. 2. 1992: s. 213-229.

Robertsen, G. Bachmann, L. and Bakke, T. A. 2005. Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) as natural host for *Gyrodactylus salaris* (Monogenea) in Norway. *Bull. Scand.-Baltic Soc. Parasitol.* 14, 126. (1st Symposium of the Scandinavian-Baltic Society for Parasitology, Vilnius, Lithuania, May 26th–29th 2005).

Saltveit, S. J. (red.) 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE 2006.

SFT 1995. Miljøsmål for vannforekomstene. Hovedveiledning. Statens forurensingstilsyn – SFT Veiledning 95:05

SFT 2006. Utkast: Forskrift om rammer for vannforvaltningen. www.sft.no

Simonsen, L. 2005. Forslag til miljøsmål for Numedalslågen – Hovedrapport. Upublisert rapport for ”Den grønne dalen”. 42 s.

Skarbøvik, E., Moy, F., Abelsen, R., Hindar, A., Høgåsen, T., Lyche-Solheim, A., Vandsemb, S. 2005. Foreløpig karakterisering av vannforekomster på Østlandet: Identifisering av vannforekomster med åpenbar risiko for å ikke oppnå god økologisk status. NIVA-Rapport 5076-2005. 32 s.

Skarbøvik, E., Simonsen, L. og Glover, B. 2006. Forenklet tiltaksanalyse for Numedalslågen. Underlag for veileder til implementeringen av EUs Vannrammedirektiv. NIVA-rapport, in prep.

Tharme, R.E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for river. *River Research and Applications* 19: 397-441.

Tysse, Å. og Garnås, E. 1994. Fiskeribiologiske undersøkingar i Halne, Hein- og Krækkjavassdraget, i Hol og Nore og Uvdal kommuner, 1992-93. Rapp. Nr. 16 – 1994. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvern avdelingen.

Vedlegg A. Tabeller over inngrep; effekt og kostnader

Som nevnt i innledningen har NVE finansiert to parallelle prosjekt våren 2006, hvorav det ene har resultert i tabeller over tiltak innen vannkraft. Tabellene under er systematisert i tre deler: Regulerte innsjøer (magasiner), regulerte elver med og uten inngrep i selve elven. Det understrekes at alle tiltak som anbefales for vannkraft kun er ment som anbefalinger. Vannforekomster påvirket av vannkraftutbygginger må gjennomgå vurderinger i NVE etter det gjeldende konsesjonsregelementet. Tabellene er hentet fra Glover m.fl. 2006.

Fargekode 1

Økologisk effekt av tiltaket



Generelt positive erfaringer med få bi-effekter

Blandet erfaring eller enkelte negative bi-effekter. Stedsspesifikk avveining nødvendig



Nytt eller ikke tilstrekkelig utprøvd tiltak, behov for ytterligere undersøkelser før generell effekt kan fastsettes

Enkelte negative erfaringer, eller negative bi-effekter. Kun benyttet ved spesielle forhold.

Fargekode 2

Foreløpig gradering av tiltakets kostnadseffektivitet



Generelt kostnadseffektivt tiltak for å oppnå forbedret status.

Ofte kostnadseffektivt, men som regel behov for stedsspesifikk vurdering.



Nytt eller ikke tilstrekkelig utprøvd tiltak, behov for ytterligere undersøkelser før generell kostnadseffekt kan fastsettes

Generelt ikke ansett som kostnadseffektivt i forhold til å bedre status, unntatt i særskilte tilfeller.

Tabell A3. Tiltak innen vannkraft
MAGASINER:

	Hovedgruppe		Undergruppe	Tilsiktet hovedvirkning	Spesifikk virkning eller målgruppe	Økologisk effekt (ifølge WFD)	Effekt på vannbruk Kostnadseffekt		
M1	Fiskeutsettinger, utfisking <i>Inngrep for å støtte opp om en bestemt art</i>	M1a	Utsetting av ørret	Bedre fiske	Rekruttering ørret	Kan gi mye småfisk			
			M1b	Utsetting av laks og/eller sjøørret	Bedre fiske	Rekruttering laks/ sjøørret	og redusert mangfold		
			M1c	Reetablering av fiskearter	Økt mangfold	Marflo (næring for fisk)		Spredning av en uønskede art	Nøytral for produksjon
						Mysis (næring til fisk)			
			M1d	Utfisking av uønska arter	Redusere uønska arter	Bedre konkurransevne for Bedret ørretbestand	Hvis arten er innført - Positiv effekt		
M1e	Justering av årsklasser	Bedre sports- og matfiske	Hg akkumulering i gammel gjedde						
				Styrking av sik mot ørret					
M2	Vannstands- begrensninger <i>Endring i drift</i>	M2a	Reguleringshøyder; inkludert variabelt manøvreringsreglement i ulike tider av året	Flombegrensninger Brukerinteresser i magasinet/ landskap	Fiske, isfiske, båtliv Bevare littoralsone Bedre forhold for fisk Reduksjon av alger		Svært negativt for produksjon og forsyningsikkerhet vinterstid		
			M2b	Begrenset senkningshastighet	Begrense stranderosjon	Hindre blakking av vann Verne kantvegetasjon og bygning/kulturminner		Negativt for verdien av produksjonen (hindrer bruk for systemregulering)	
M3	Terskelbassenger <i>Bevare en del uregulert</i>	M3a	Helt avsnørt fra hovedmagasinet	Naturtilstand i deler av magasinet	Kun den avsnørte delen får bedre forhold Skaper bedre littoralsone - fiskeforbedringstiltak	Estetikk; mindre eksponert bunn og littoralsone	Positivt for rekreasjon, friluftsliv og landskap Litt negativt for produksjon		
			M3b	Avsnørt del i kontakt med hovedmagasin	Naturtilstand i deler av magasinet og bedre fiskebestd i hovedmag-	Redusere stranderosjon			
M4	Habitatjusteringer i magasiner	M4a	Kokosmatter og vegetasjonsetablering	Bedre forhold for fisk	Mer naturlig littoralsone		Nøytral for produksjon Dyrt for hele		

	Hovedgruppe		Undergruppe	Tilsiktet hovedvirkning	Spesifikk virkning eller målgruppe	Økologisk effekt (ifølge WFD)	Effekt på vannbruk Kostnadseffekt
	og tilførselsbekker <i>Inngrep i magasin eller tilførselsbekker</i>		i littoralsonen				strandsonen
		M4b	Gytegrusutsetting	Bedre forhold for fisk som gyter i magasin	Økt naturlig gyting i magasin		
		M4c	Etablere djupål, rydde vegetasjon	Bedre forhold for ørret	Økt naturlig gyting i tilførselsbekker		
M5	Kalking og tilført næringsstoffer	M5a	Kalking (Ca) og gjødsling (N og P)	Bedre fiskebestand	Redusere forsuring Bedre næringstilgang	Kan ha negative effekter nedstrøms.	Negativt dersom uønsket begroing

ELVER - Uten fysiske inngrep i selve elveforekomsten, men vannbruken ofte påvirket (kraftproduksjon)

	Hovedgruppe		Undergruppe	Tilsiktet hovedvirkning	Spesifikk virkning eller målgruppe	Økologisk effekt	Effekt på vannbruk Kostnads-effektivitet
E1	Fiskeutsetninger <i>Inngrep for å støtte opp om en bestemt art</i>	E1a	rogn	Bedre fiskebestand	Støtter naturlig rekruttering Valg av aldersgruppe som settes ut er steds-spesifikk.	Kan gi mye småfisk	Nøytral for produksjon
		E1b	plommeseekkyngel	Bedre fiskebestand			
		E1c	startforet yngel	Bedre fiskebestand			
		E1d	sommergammel yngel	Bedre fiskebestand			
		E1e	smolt	Bedre fiskebestand			
		E1f	voksen fisk	Bedre fiskebestand		Omdiskutert	
E2	Fisketrapper <i>Hjelp til oppvandring av anadrom fisk</i>	E2a	Kulpetrapp	Tillater oppstrømsvandring	Bedre adgang til gyteområder	Ingen alternativer	Litt negativ for produksjon
		E2b	Motstrømstrapp	Tillater oppstrømsvandring			
		E2c	Renner	Tillater oppstrømsvandring			
		E2d	Gjennomløpskasser	Tillater oppstrømsvandring			
		E2e	Trykkslusetrapper	Tillater oppstrømsvandring			
		E2f	Fangstkammer	Tillater oppstrømsvandring			
		E2g	Kulverter/rør	Tillater oppstrømsvandring			
E2f	Skremming fra utløp	Hjelper oppstrømsvandring	Bare supplement	Nøytral for produksjon			
E3	Endret oppstrøms tappenivå/ strategi	E3a	To inntak i magasinet	Endret vanntemperatur i utløp	Fisk, islegging og frostrøyk		Nøytral for produksjon
		E3b	Sesongmessig	Etterligner naturlige			Negativt for

	Hovedgruppe		Undergruppe	Tilsiktet hovedvirkning	Spesifikk virkning eller målgruppe	Økologisk effekt	Effekt på vannbruk Kostnads-effektivitet
	<i>Tiltak i anlegg oppstrøms</i>		tappevariasjon	sesongvariasjoner			produksjon
		E3c	Geometri endres, bekkeinntak	Minske luftinnblanding	Reduserer nitrogenmetning		
		E3d	Geometri endres, utløp	Lufting, dykking osv			
E4	Minstevannføring	E4a	Stabil gjennom sesongen	Opprettholde elvehabitat, biologisk mangfold, sikre produksjon av fisk, bunndyr og flora	Økologisk kontinuitet	Tilslamming av substrat, begroing.	Negativt for produksjon
	<i>Qmin uten styring</i>			Bedre resipientforhold for utslipp	Bedre vannkvalitet		
		E4b	Variabel miljøtilpasset vannføring	Samme som E11a, og bedre habitat for fiskeunger, bedre oppvandringsmuligheter, bedre fiskemuligheter		Best practice Tilslamming av substrat, armering, begroing.	Negativt for produksjon
E5	Spesielle vannslipp	E5a	Lokkeflommer	Bedre & tidsriktig oppvandr. laks	Oppvandring av anadrom fisk	Ofte ineffektiv for laks	Svært negativt for produksjon
	<i>Qmin med overvåking</i>			Oppvandring ørret		Fungerer bedre for ørret	
		E5b	Signalslipp og tilsigsstyrt variabel vannslipp se E11b	Bedre og tidsriktig vandring	Tidsriktig smoltutvandring Etterligne naturlige variasjon i småskala Unngå at smolt går i turbiner		Negativt for produksjon
		E5c	Spyleflommer	Spyling vekk av begroing	Bedre gyteforhold		
		E5d	Spyleflommer med innfrysing	Fjerne begroing	Innfrysing tenkt å ødelegge rotfestet	Kan gi kanterosjon? Nedstrøms bivirkning	Svært negativt for produksjon dersom tungt regulert

ELVER (forts) Fysiske inngrep i selve elven – uten at vannbruken er påvirket (vannkraftproduksjon)

	Hovedgruppe		Undergruppe	Tilsiktet hovedvirkning	Spesifikk virkning eller målgruppe	Økologisk effekt	Effekt på vannbruk Kostnads-effektivitet	
E6	Terskler med minstevann <i>Inngrep i selve elven</i>	E6a	Bassengterskler (forskjellige geometri ut fra behov for erosjonsikring)	Større vanddekket areal Bedre landskapsmessig utseende med større vannflate	Oppholdsplasser for større fisk	Bedre for bunndyr men favoriserer arter som liker stillere vann	Nøytral for produksjon Billig og kostnadseffektive	
			E6b	Syvdeterskel	Tillater oppvandring (ellers som over)	Habitatvariasjon Vandrende fisk	Vandring av laks og ørret mulig (ellers som over)	Nøytral for produksjon
			E6c	Celleterskler	Lettere oppvandring Kulper som habitat for storfisk. (ellers som over)	Habitatvariasjon Vandrende fisk	Mindre erosjonskade (ellers som over)	Nøytral for produksjon
E7	Habitatjusteringer <i>Inngrep i selve elven</i>	E7a	Etablere skjul/ steinutsetting	Bedre forhold for fisk	Store edelfisk		Nøytral for produksjon	
			Lage dypål, kulper og lignende	Bedre forhold for fisk	Store edelfisk		(som over)	
		E7b	Fjerne vandringshindre	Tillater oppstrømsvandring			(som over)	
		E7c	Legge ut gytegrus	Bedre levevilkår for fisk	Bedre rekruttering		(som over)	
		E7d	Raking av substrat	Bedre gyteforld	Ørret og laks		(som over)	
		E7e	Maskinell vegetasjonsrydding	Krypsiv "høsting" og begroingshinder	Mange hensyn		(som over)	
E7f								
E8	Sikre hekkeplasser, andre artsspesifikke tiltak	E8a	Inngrep nedenfor utløpet av kraftverket	Tilrettelegger hekkeplasser	Sikre bestand av fossefall for eks		Nøytral for produksjon	

Vedlegg B. Metode for beregning av tapt produksjon fra slipp av minstevann

Følgende 6-trinns fremgangsmåte kan brukes for å estimere kostnader med slipp av minstevannføring lik Q_{\min} (i m³/sek pålagt ved en bestemt elvestrekning i en bestemt sesongperiode)

Definisjoner:

Q_{\min} = Den minste vannføringen i m³/sek som kreves kontinuerlig opprettholdt på den aktuelle strekningen

T_{\min} = Varighet i antall timer per år for en bestemt pålegg om Q_{\min} (for eks 6 sommermåned utgjør 4416 timer)

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

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

Q_t = Stasjonens slukeevne i m³/sek, dvs maks vannføring som kan brukes i alle turbiner på full ytelse

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

Q₉₅ i lokaltilsig mellom dammen og elvestrekningen om sommeren. Dette er et mål for en typisk lav vannføring, dvs samlet vannføringen fra lokale bekker og sidevassdrag som er oversteget minst 95% av året

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

Eksempel med slipp av minstevannføring lik Q_{\min} (= 5 m³/sek pålagt ved en bestemt elvestrekning i 6 måneder sommersesong og = 1 m³/sek pålagt ved samme elvestrekning i 6 måneder vintersesong)

Følgende data gjelder for stasjonen og elven hvor minstevann blir påkrevd

H_{netto} = netto fall for kraftverket = 200m Q_t = Stasjonens slukeevne = 100 m³/sek

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

Q_{95} i lokaltilsig mellom dammen og elvestrekningen = 1 m³/sek om sommeren og null om vinteren

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

Vedlegg C. Oversikt over økonomiske verdsetningsmetoder for å kvantifisere miljøkostnader ved vannkraft

Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøgoder/fellesgoder, basert på henholdsvis prinsippet om at individers preferanser skal telle (som har basis i økonomisk velferdsteori), og prinsippet om at beslutningstakeres / eksperters preferanser skal telle.

METODER BASERT PÅ INDIVIDUELLE PREFERANSER		
	Indirekte	Direkte
Oppgitte preferanser (Stated Preferences)	Choice Experiments (CE) Conjoint Analysis (CA) Contingent Ranking (CR)	Contingent Valuation (CV)
Avslørte preferanser (Revealed Preferences)	Transportkostnadsmetoden (TC) Hedonic Price (HP) metoden / Eiendomsprismetoden Kostnader ved forebyggende tiltak	Markedspriser Simulerte markeder Tilbakeføringspriser
METODER BASERT PÅ EKSPERTERS / BESLUTNINGSTAKERES / INTERESSEGRUPPERS PREFERANSER		
Oppgitte preferanser (Stated Preferences)	Flermåls Beslutningsanalyse (FMBA) /Multikriterieanalyse	Delphi-metoder
Avslørte preferanser (Revealed Preferences)	Implisitt verdsetting	

Kilde: Navrud, S.. 2004. En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 2 *
Miljøkostnader av norsk vannkraft. Publikasjon nr 181-2004. EBL Kompetanse, Oslo, 66s.

Vedlegg D. Medlemmer i referansegruppen

Følgende personer og organisasjoner har bidratt, eller vært inviterte til å bidra, i Referansegruppen:

- Nils Runar Sporan; Numedals-Laugens Brugseierforening og Statkraft Energi
- Arve M. Tvede; Statkraft Energi
- Christian Steel og Anne Kjersti Narmo; SABIMA
- Einar Eik; Kystverket
- Erik Garnås; Fylkesmannen i Buskerud
- Jan Olav Nybo; Den norske turistforening
- Torgeir Johnson og Arne Erlandsen; EBL
- Harald Gaarde, Jon Lasse Bratli og Runar Mathisen; SFT
- Ivar Helleberg; NORVAR
- Bjørn Lauritzen; Norges Skogeierforbund
- Knut Hjelt; Fiskeri- og havbruksnæringens landsforening (FHL).
- Lars Størset; SWECO Grøner AS
- Ole Grann; Kommunenes sentralforbund
- Norske Lakseelver
- Rune Mjos; Norsk havneforbund
- Solfrid Foss; NHO
- Sverre Alhaug Høstmark Norsk Industri – Prosessindustriens Landsforening
- Torleif Paasche Fiskarlaget