

Miljø- og Brukerbasert Vannføring (M_iB_iV_i): en multikriteriemetode med konsekvenskurver

Av David N. Barton, Dag Berge og Jens Kristian Tingvold

David N. Barton er Ph.D i økonomi og forsker ved Norsk institutt for naturforskning (NINA), Dag Berge er seniorforsker ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Jens Kristian Tingvold er avdelingssjef for vassdragsdriften i Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB).

Sammendrag

Multikriterieanalyse forbedrer dokumentasjonen av ekspertskjønn når konsesjonsvilkår som minstevannføring skal vurderes i forhold til miljø- og brukerinteresser. Avveininger mellom ulike interesser bygger på såkalte konsekvenskurver som beskriver virkningene av mange ulike reguleringsscenarioer samtidig. Konsekvenskurvene oppsummerer på en oversiktlig måte usikkerhet i skjønnet. Multikriterieanalyse gjør samvektning av disse kurvene raskt, og betydningen av faglig usikkerhet kan vurderes på en etterprøvbart måte. Visualisering av konsekvenser på miljø- og brukerinteresser i form av kurver gjør det også lettere å engasjere lokaleksperter i konsekvensutredninger og å sammenligne deres skjønn med faglig ekspertise. I denne artikkelen argumenterer vi for at en ”multikriteriemetode for MBV med konsekvenskurver” bør gi gevinster med

liten ekstra kostnad ift dagens vurdering av nye konsesjoner og vilkårsrevideringer, spesielt i forhold til strukturert brukerdeltagelse og etterprøvbart ekspertskjønn.

Summary

Pressure-impact multiple criteria environmental flow analysis (PIMCEFA) improves the documentation of expert judgement in the establishment of environmental flow in connection with hydro-power regulations. Trade-offs between river flow regimes, water levels and user interests can be explored using “pressure-impact” curves based on a pooling of multiple expert judgements. Pressure-impact curves can quantify uncertainty across different experts. Graphical visualisation of impact curves also opens up the possibility of including “layman” or stakeholder judgements in the analysis.

Weighting procedures in multi-criteria analysis offer a number of possibilities to explore the consequences of giving priority to specific experts and/or water user interests. In this paper we argue that PIM-CEFA can be a useful complement, at little extra cost, to the established approach to determining streamflow criteria for hydropower concessions in Norway.

Innledning

I denne artikkelen illustrerer vi anvendelsen av multikriterieanalyse (MKA) på fastsettelsen av miljøbasert vannføring, ved hjelp av konsekvenskurver. Motivasjonen for utvikling av metoden var et forsøk på å forbedre skjønnsbaserte vurderinger av vannkraftkonsesjoner og vilkårsrevideringer i Norge. Artikkelen er basert på et teknisk sammendrag (Barton et al. 2009) fra EU prosjektet STRIVER, koordinert av NIVA og Bioforsk (www.striver.no).

Vi beskriver kort hvordan konsekvenskurver lages og vurderes sammen i et MKA-dataverktøy for å finne den optimale avveiningen mellom ulike miljø- og brukerinteresser. I mangel av et bedre norsk navn på metoden har vi holdt oss til den kjente forkortelsen for ”miljøbasert vannføring” $M_iB_iV_i$, men der indeksene (**i**) skal antyde at det dreier seg om flere miljø- og brukerinteresser som hver især kan vektes innenfor en multikriterie-metode. På engelsk kalte vi metoden for “pressure-impact multi-criteria environmental flow analysis”, eller **PIM-CEFA**, som er en faglig dekkende beskrivelse, men ikke har noen god oversettelse på norsk. Vi har oversatt ’pressure-im-

pact curves’ med ’konsekvenskurver’ i resten av artikkelen.

Mer enn 200 metoder for å vurdere miljøbasert vannføring (MBV) er beskrevet i faglitteraturen (Berge og andre 2008; Halleraker and Harby 2006). MBV metodene er en blanding av subjektivt ekspertskjønn og datadrevet matematisk modellering:

1. Hydrologiske metoder – MBV fastsettes som prosent av naturlig vannføring
2. Hydrauliske metoder – inkluderer også elve-morfologi og vannstander, men uten kobling til biologi.
3. Habitat-simuleringsmetoder – funksjonelle sammenhenger mellom fysiske endringer og elvebiologi.
4. Holistiske metoder – inkluderer vannføringsbehov til økologiske elementer så vel som til brukerinteresser
5. Hybrid tilnærming – et rammeverk knytter ulike metoder og modeller (1-4) sammen for å finne frem til optimale vannføringer med hensyn til integrerte miljøkonsekvenser

MBV med multikriterieanalyse og konsekvenskurver er en holistisk metode (4), med optimalisering som mål (5), tilpasset situasjoner der ekspertskjønn er hovedgrunnlaget.

Beskrivelsen i dette sammendraget er basert på den første utprøvingen av metoden i Øyeren, og delvis Høyegga, i Glommas nedbørfelt, figur 1. Konsekvenskurvene ble laget og vurdert av eksperter i to møter avholdt i desember 2007 og januar 2008, som en del av EU prosjektet STRIVER. I etterkant har GLB

supplert denne informasjonen med en vurdering av vannkraftproduksjon under ulike vannstands-scenarier i Øyeren. Artikkelen er disponert på følgende måte. Vi motiverer først behovet for en

slik metode. Så gir vi en oversikt over de ulike trinnene i $M_i B_i V_i$ -metoden ved hjelp av to flyttdiagrammer, fulgt av detaljerte eksempler på data og analyse under hvert av trinnene.



Figur 1. Glomma og Lågens nedbørfelt. $M_i B_i V_i$ ble først utprøvet i Glommas elvedelta i Øyeren (markert i rødt i kartet) som ett av flere fokusområder i nedbørfeltet der ulike metoder for integrert nedbørfeltsforvaltning er utprøvet i regi av EU-prosjektet STRIVER. Bilde: Berge et al (2002).

$M_i B_i V_i$ dekker et behov for innledende konsekvensutredning (KU) av vassdragsreguleringer og kraftutbygginger som i stor grad er basert på ekspertskjønn (IUCN 2003), samt internasjonale erfaringer man har trukket av anvendelse av multikriterieanalyse innen KU:

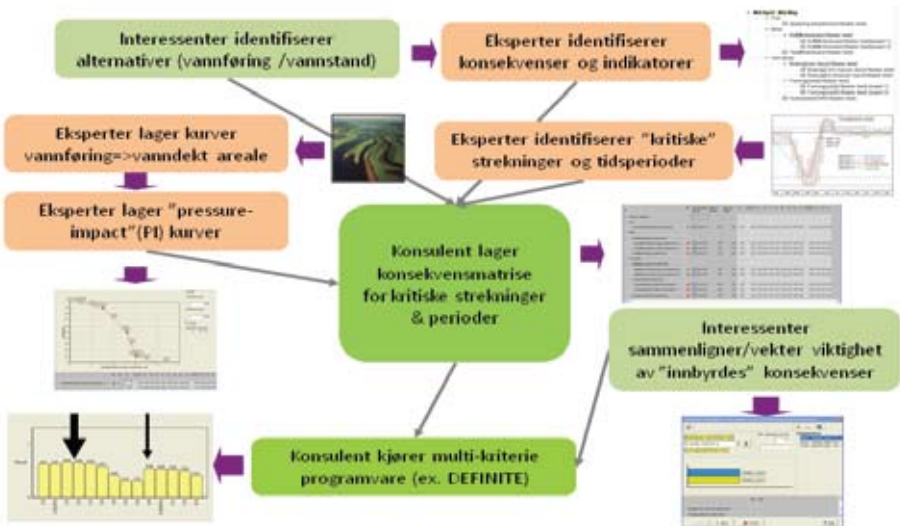
- En generisk metode som er fleksibel nok til å kunne tilpasses ulike vannforekomster og tiltaksvurderinger
- Bedre dokumentasjon av ekspertskjønn på miljøkonsekvenser over et spekter av hydrologiske regimer

- En kvantitativ metode som fungerer selv i sammenhenger med lite data
- En metode der vurderingene av optimal vannføring kan oppdateres kostnadseffektivt etter hvert som ny informasjon blir tilgjengelig

En oversikt over hovedtrinnene i $M_i B_i V_i$ vises i figur 2 og figur 3:

1. Identifisere relevante vannføring- eller vannstandsalternativer som skal vurderes ifbm regulerings-scenarier. Scenariene, som skal vurderes, fore-

- slås av interessenter (regulant, myndigheter, brukerinteresser)
2. Identifisere ulike miljøaspekter og brukerinteresser som kan påvirkes av de ulike regulerings-scenariene, samt konsekvensindikatorer for disse (ekspertpanel).
 3. Tegne optimale vannførings-/vannstandscurver over året for hvert miljøaspekt og brukerinteresse. Anvendes som en referansetilstand for tegning av konsekvenskurver (ekspertpanel).
 4. Identifisere kritiske perioder og strekninger for hvert miljøaspekt og brukerinteresse (ekspertpanel).
 5. Håndtegne konsekvenskurver for hvert miljøaspekt og brukerinteresse,
 6. Input av håndtegnede konsekvenskurver i MKA programvare; generere en konsekvensmatrise for alle vannføringer over alle miljøaspekter og brukerinteresser (konsulent).
 7. Anvende MKA programvare for å identifisere "uvektet" optimale vannførings-/vannstands nivåer for hver kritiske periode og strekning identifisert under (4) (konsulent).
 8. Interessenter diskuterer relativ verdi av ulike konsekvenser og følsomhetsanalyse av ulike vektinger av konsekvenser med MKA programvare (konsulent).

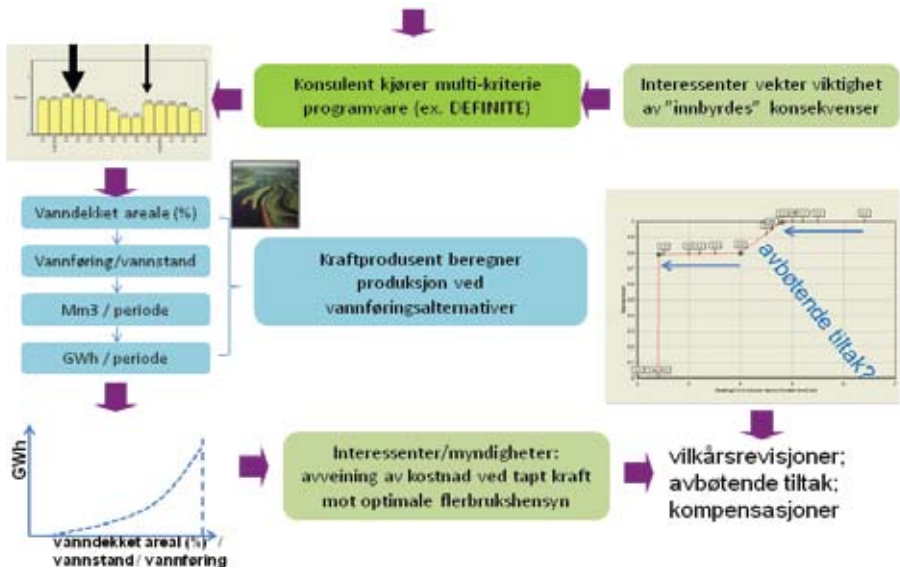


Figur 2. MBV metodeoversikt I: Flerbrukeranalysen.

9. Kraftprodusent beregner produksjon ved ulike vannføringsalternativer
10. Interessenter og myndigheter vurderer avveininger mellom kostnader/gevinster for kraftproduksjon mot optimale miljø- og flerbrukersyn identifisert under (7-8).

Vi foreslår også en rollefordeling mellom, ”kraftprodusent”, ”interessenter”, ”eksperter” og ”konsulent”. I denne forenklete fremstillingen er det viktig å påpeke at ”eksperter” også kan og bør inkludere personer som har lokalkunnskap i kraft av å være brukere. Man bør imidlertid klargjøre rollen som ”ekspert” og ”interessent” for deltagerne.

I fortsettelsen beskriver vi særegenheter ved de ulike metodetrinnene.



Figur 3. MBV metodeoversikt II: Kostnadsvurdering.

Trinn 1: Identifisere relevante vannførings- eller vannstandsalternativer som skal vurderes ifbm regulerings-scenarier

I tilfellet Øyeren ønsket vi å validere metoden ved å vurdere de samme regule-

ringsalternativene som ble vurdert i Miljøfaglige Undersøkelser i Øyeren 1994-2000 (Berge og andre, 2002). Regulerings-scenarier kan hentes fra søknaden om vilkårsrevisjon eller konsesjon. $M_i B_i V_i$ metodens bruk av konsekvenskurver åpner imidlertid for å vurdere et bredere sett med scenarier enn de som opprinne-

lig er foreslått. Dette gir større rom for å identifisere kompromisser mellom interesser.

Trinn 2:
Identifisere relevante vannførings- eller vannstandsalternativer som skal vurderes ifbm regulerings-scenarier

I vårt eksempel ble alternative vannstands nivåer som skulle vurderes foreslått av ekspertpanelet. Miljøaspekter og brukerinteresser som ble vurdert i uttesting på Øyeren var:

Miljø:

- Fisk
- Fugl
- Vannplanter

Brukere:

- Fritidsbåt
- Jordbruk
- Vannkraft

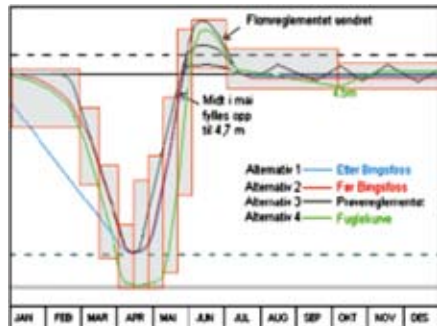
Denne listen med konsekvenser er påvirket av tilgjengeligheten av fagekspertes på kort varsel i vårt eksempel. Listen av konsekvenser og tilhørende indikatorer er derfor ikke så omfattende som den hadde vært i en konsesjonsvurdering.

Trinn 3 & 4:
Tegne optimale vannstandskurver og identifisere kritiske perioder

I eksemplet fra Øyeren var slike kurver allerede utarbeidet av Berge og andre (2002), figur 4. Optimale vannstandskurver angir vannstander over året som

reflekterer den best mulige situasjonen for hver miljø- og brukerinteresse. Disse kurvene hjelper med fastsettelsen maksimums- og minimumsvannstander som konsekvenskurvene skal tegnes mellom. I Øyeren valgte ekspertene på dette grunnlaget å utarbeide konsekvenskurver for to forskjellige kritiske perioder:

- april-mai
- juli-september

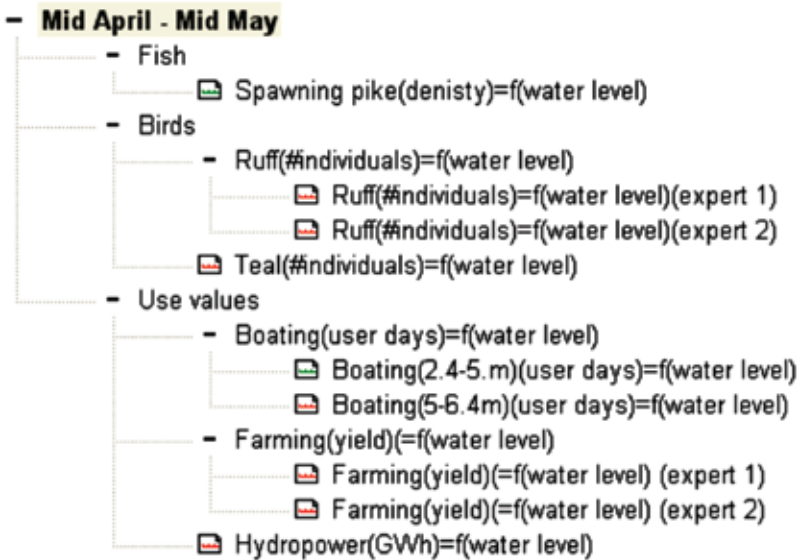


Figur 4. Identifisere kritiske perioder basert på optimal vannstandskurve. Rektangler viser mulige valg av kritiske perioder. Kilde: basert på Berge og andre (2002).

Noen rammer for vurdering av konsekvenskurvene måtte fastsettes. Det ble foreslått å vurdere konsekvenser av bestemte vannføringer gjennom ett år med en horisont på 5 år for å rette ekspertenes oppmerksomhet også mot konsekvenser over flere år, gjennom for eksempel populasjonsdynamikk. I praksis kommenterte ekspertene at de fleste konsekvensene var års-spesifikke. Konsekvensindikatorer kan være spesifikke for den ”kritiske perioden” som er til vurdering. Figur 5 viser indikatorene som ble brukt for perioden april-mai. Merk at vann-

planter (makrofytter) ikke vurderes i den perioden da den ligger utenfor vekstsesongen. Figur 5 viser også noen sær-

egenheter med MKA-metode som bruker i $M_i B_i V_i$.



Figur 5. Hierarki av konsekvensindikatorer identifiser av ekspertene.

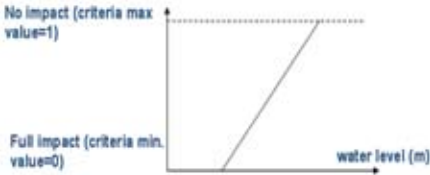
Organisering av kriterier i et hierarki er praktisk, men man må være bevisst på at kriterier høyere opp i hierarkiet har tendens til å få større vekt. Det er mulig å håndtere uenighet mellom eksperter ved å bruke individuelle kriterier for ulike ekspertskjønn (for eksempel "expert 1" og "expert 2" i figur 5). I prinsippet vektet denne uenigheten likt, men MKA programvare gjør det mulig også å vekte betydningen av ulike ekspertskjønn. Figur 5 viser også at separate kriterier må lages for stigende og synkende deler av konsekvenskurven, slik at også kurver med "topper" og "kløfter" kan håndteres av dematematiske algoritmene som sam-

veker konsekvensene i programvaren. Et eksempel er båtliv ("boating" figur 5) som har en optimal "topp" ved 4.5-5 meters vannstand.

Trinn 5 & 6: Konsekvenskurver og input til konsekvensmatrise i MKA programvare

Figur 6 viser en enkel lineær konsekvenskurve, der vannstand er gitt på horisontal akse og konsekvens på vertikal akse. Ingen konsekvens i forhold til en optimal tilstand gis en score på 1 eller 100 %. Fullstendig tap av miljø- eller brukerinteressen gis en score på 0 %. Merk at

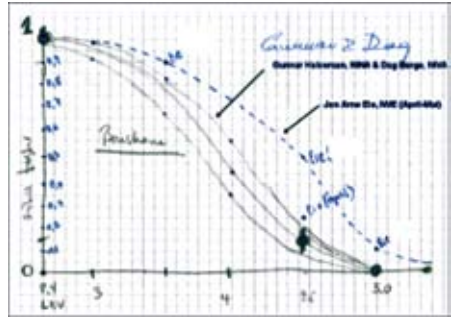
konsekvenskurven må tegnes for all vannstandnivåer mellom disse to punktene. En konsekvenskurve beskriver på denne måten vannstandsrisikene der den økologiske eller brukerinteressen finnes.



Figur 6. En lineær konsekvenskurve.

I Øyeren brukte vi vannstandsending som ”pressure” indikator fordi dette var lett tilgjengelig og mulig for ekspertene å vurdere. Å konvertere vannføring/vannstand til vanddekket areal vil gjøre ekspertvurderingene bedre for de fleste økologiske konsekvensene. Det krever noen ytterligere forberedelser av ekspertpanel møtene (innhenting av bunnprofiler i kritiske strekninger, evt. flyfoto og planimetri ved ulike vannføringer).

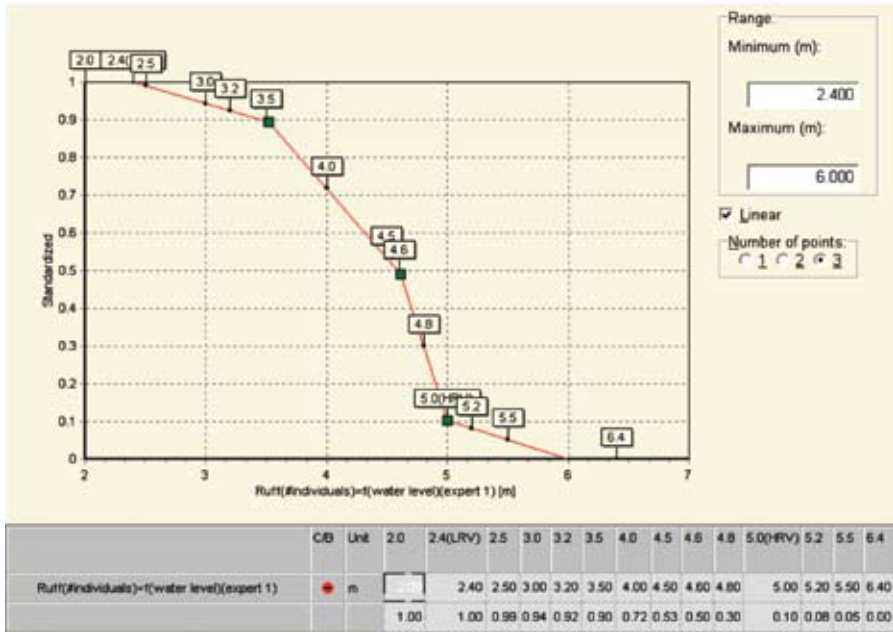
Figur 7 viser et håndtegnet eksempel på en konsekvenskurve som ble laget i ett av ekspertpanelmøtene. Konsekvensene av ulike vannstander i april-mai for ”brushane” kan ifølge 3 ulike eksperter illustreres ved forskjellige konsekvenskurver som sammen viser usikkerhet i ekspertskjønn. Denne usikkerheten tas med videre i MKA-vurderingen av optimal vannstand. Ved at usikkerheten synliggjøres kan man lettere finne en omforenet ekspertvurdering av konsekvens, evt. redusere usikkerheten med mer data og/eller spesialiserte modeller dersom det gjør det umulig å finne en optimal kombinasjon av interesser.



Figur 7. Ekspertvurderingen nedtegnes som en konsekvenskurve. Ekspertuenighet illustreres ved ulike kurver (eksempel ”brushane”).

Figur 8 viser hvordan en håndtegnet konsekvenskurve formatteres i multi-kriterie-programvaren DEFINITE (Janssen og Van Herwijnen 2006). Konsekvenskurven konverterer effekten av vannstander til en skala mellom 0 og 1. Disse standardiserte konsekvenstallene vises i tabellen nederst i figuren, og er det som inngår i konsekvensmatrisen.

Det fines flere ulike måter å vurdere usikkerhet på i MKA programvaren DEFINITE De er illustrert nærmere i Barton og Berge (2008). Uansett tilnærming er det viktig at forutsetningene for konsekvenskurvene er beskrevet i et standardrapporteringsformat og kan etterprøves av tredjeparter. Konsekvenskurvene oppsummerer på mange måter individuelle eksperters samlede erfaring. For å få eksperter til å delta i prosessen vil det være hensiktsmessig at hver konsekvenskurve med tilhørende dokumentasjon publiseres i notat eller rapportform og gjøres lett tilgjengelig (f.eks. på en KU-webside).



Figur 8. En konsekvenskurve for “brushane” (april-mai) formattert i MKA programvaren DEFINITE.

Trinn 7: Anvende MKA programvare for å identifisere optimale vannstands nivåer for hver kritiske periode og strekning

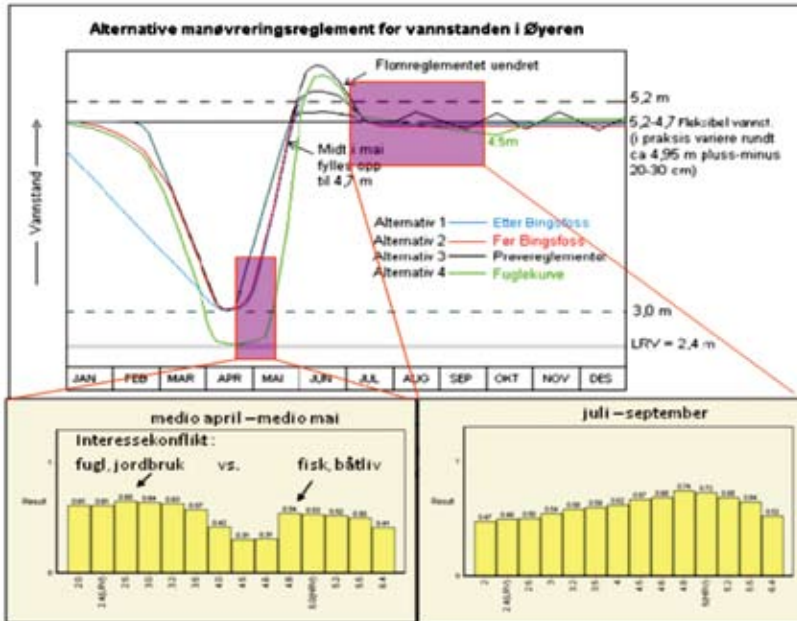
Figur 9 viser en sammenstilling av optimal vannstandskurver utarbeidet av Berge og andre (2002)(øverst) og resultatene av multikriterieanalysen av konsekvenskurvene for to kritiske perioder (nederst). En høy indeksverdi (på en skala fra 0-1) viser de vannføringene som er best tilpasset for flest miljø- og brukerinteresser. For perioden medio april til medio mai ser man tydelig to ulike toppe i MKA-scoren på hhv. rundt 2.5 m og 4.8 m. Når man ser tilbake på konsekvenskurvene er det ty-

delig at dette er en oppsummering av interessekonflikten mellom interessene for fugl og jordbruk (lav vannstand om våren) versus båtliv og fisk (høy vannstand). I denne analysen har vi holdt vannkraftinteressen utenfor fordi den kommer inn i de neste trinnene ved en avveining av kraftkostnader mot andre interesser. MKA samveiling med konsekvenskurver gir ikke ny informasjon i forhold til hvilke interesser liker hhv. høy og lav vannstand. Det som er nytt i forhold til tidligere studier er at den gir muligheten for å avveie disse interessene mot hverandre og kraftkostnader over alle alternative vannstander (evt. vannføringer). Den hjelper også interessentene å se ”kritiske perioder og strekninger” der det er

reell interessekonflikt. Dette er nyttig når man skal vurdere behov for avbøtningstiltak og evt. kompensasjoner i de neste trinnene i metoden.

Ønsker man større presisjon i vurderingene er det mulig å splitte ”kritiske perioder og strekninger” i kortere inter-

valler. Større presisjon vil kreve mer input fra de ulike ekspertene ved at separate konsekvenskurver må utarbeides. Riktig presisjonsnivå i forhold til behov og disponible ressurser kan justeres ved å gjenta trinn 2-7 i en ny runde med ekspertpanelet.



Figur 9. Multi-kriterie optimale vannstandskurver viser sterke interessekonflikter for kritisk periode medio april – medio mai, men ikke for juli – september (vannstander langs horisontal akse, samlet MKA-score langs høyre akse).

Trinn 8:
Diskusjon om relativ verdi av ulike konsekvenser og følsomhetsanalyse av ulike vektninger i MKA

Figur 5 viste et kriterie-hierarki der hvert av kriteriene kunne gis en relativ vekt. Metodeforkortelsen minner oss på at det nye i forhold til ”miljøbasert vannføring”

er at de ulike miljøinteressene (Mi) og brukerinteressene (Bi) er eksplisitt vurdert med separate konsekvenskurver, og at de kan (men ikke må) sammenlignes med hver sin relative vekt (Vi):

$$\sum_i M_i B_i V_i$$

MKA-metoden gjør en vektet summering (S) over alle interessene (i) for å produsere en score for de ulike vannstands- eller vannføringsalternativene.

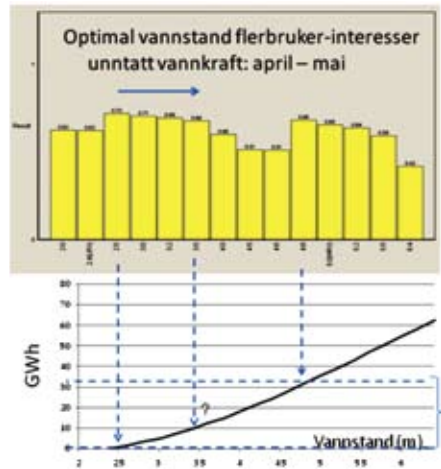
Her er det viktig å understreke at det er interessentene og ikke ekspertene som skal bestemme om miljø- og brukerinteresser evt. skal vektet ulikt. Det er også mulig å gjøre følsomhetsanalyser på hva ulike vektet mellom interessene ville ha å si for optimal vannstand.

Ekspertene har imidlertid også en begrenset oppgave i forbindelse med vektning ”innbyrdes” i hvert enkelt miljø- og brukerkriterie. Av figur 5 går det frem at noen interesser beskrives ved flere kriterier: for indikatoren ”bird” har vi to fuglearter (brushane og krikkand), samt ulike ekspertvurderinger for brushane. Presisjon i MKA kan økes ved at ulike indikatorarter gis ulik vekt (for eksempel basert på populasjonsstørrelse, rødlistestatus). Noen ekspertvurderinger kan også tillegges mer vekt enn andre eller være gjenstand for en følsomhetsanalyse. Fordelen med en MKA programvare er at alle disse vurderingene kan gjøres ”live” sammen med ekspert- og interessentpaneler.

Trinn 9: Kraftprodusent beregner produksjon ved ulike vannføringsalternativer

Figur 10 viser en sammenligning av optimal vannstand fra multikriterieanalysen og tapt kraftproduksjon i GWh (beregnet av kraftprodusent GLB). Vurderingen av tapt GWh tar utgangspunkt i reduserte reguleringsmuligheter ved at

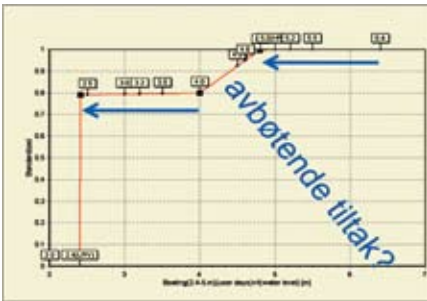
vannstanden i relativt stor grad blir ”låst” på forskjellige vannstander. I eksemplet om våren mister man reguleringsmuligheten bare én gang hvert år, mens ellers (særlig om høsten) kan man regne med flere hendelser. I tilfellet Øyeren har GLB vurdert tapt produksjonspotensial ved denne reduserte fleksibiliteten, samt effekten over flere kraftverk knyttet til Øyeren (Solbergfoss og Bingsfoss). I grove trekk viser forskjellen mellom optimal vannstand for fugl og jordbruk versus båtliv og fisk et krafttap på om lag 30 GWh eller ca 10 millioner kroner (30-35 øre/kWh).



Figur 10. Vurdering av kostnader ved tapt kraftproduksjon mot optimal vannstand for andre interesser.

Trinn 10: Interessenter og myndigheter vurderer endringer i kraftproduksjon mot optimale miljø- og flerbrukerhensyn

Sammenstillingen av optimal vannstand ulike interesser og kraftkostnader gjør det lettere å vurdere "vinn-vinn"-situasjoner der konsekvenser for andre interesser kan avbøtes eller kompenseres økonomisk. Figur 11 viser et eksempel på en brukerinteresse der det bare er en bestemt vannstandsendring som får konsekvenser. Det kan tenkes at dette kan avbøtes med tekniske tiltak, og hvis ikke at det ligger et potensial i tilleggs-kraft som kan produseres for å gi fullgod økonomisk kompensasjon.



Figur 11. Konsekvenskurvene viser de vannstandsendringer som har stor konsekvens og kanskje krever avbøtende tiltak eller kompensasjon. For andre endringer kan kanskje kostnader ved tapt kraftproduksjon unngås med minimal konsekvens for brukerinteressen.

Det vil ofte ikke være mulig å finne avbøtende tiltak eller kompensasjon som løser interessekonflikter i reguleringssaker.

Men utarbeidelsen av konsekvenskurver og sammenligning på tvers av interesser med MKA-metode vil være en hjelp til raskere å identifisere hvor man skal rette oppmerksomheten for å løse interessekonflikter.

Hva har vi lært: videre metodeutprøving

Prinsippene i $M_i B_i V_i$ er blitt utprøvd på Øyeren og delvis Høyegga i Glommas nedbørfelt (Berge og andre 2008). Vi har demonstrert at metoden fungerer teknisk og at den er forståelig for fagpersoner som har deltatt i ekspertpanel og forvaltning som har deltatt i styringsgrupper. En rekke metodiske erfaringer er oppsummert i Barton og Berge (2008) og de viktigste gjengis her:

En god **avgrensning** av vurderingene er nødvendig for etterprøvbareheten av konsekvenskurvene mht.

- kritisk lokaliteter
- kritiske tidsperioder
- aktuelt variasjonsområde i vannføring (eller vannstand eller vanndekket areal)

Multikriterieanalyse bruker konsekvensindikatorer og som sådan er den avhengig av nøkkelindikatorer for å beskrive miljøinteresser (for eksempel nøkkelarter). Denne forenklingen bør suppleres dersom **økosystemfunksjoner** for eksempel gjør en konsekvens avhengig av en annen. Enkle lineære korrelasjoner mellom konsekvenser kan tas høyde for i en MKA. Det kan være nødvendig i slike tilfeller å supplere ekspertvurderingene med for eksempel habitat-modellering.

På samme måte vil år til år **avhengighet** i og mellom biota i elven gjøre konsekvenskurver korrelerte.

Konsekvenskurvene vurderes ut fra gjennomsnittsvannføringer i kritiske perioder. Metoden tar ikke høyde for at **variasjon** i vannføring i seg selv innenfor eller mellom perioder kan ha en økosystemfunksjon i seg selv. Dynamiske habitatmodeller vil måtte supplere eller erstatte konsekvenskurver der kritiske perioder ikke kan identifiseres fordi vurderingen må integreres over et helt år.

For alle disse økologiske fenomenene tror vi imidlertid at en ”første-ordens”-

vurdering av kritiske perioder og strekninger vil avdekke de vesentligste interessekonflikter.

Det er likevel en fare ved å tro at multi-kriteriemetoden er ”altomfattende”. Den er bare så god som den **ekspertisen** som tilkalles og datatilfanget de bruker i sin vurdering. $M_i B_i V_i$ er også avhengig av god **grunnlagsdokumentasjon** for å kunne tegne konsekvenskurver: spesielt er det viktig at hydrologisk og hydraulisk vurdering av sammenhengen mellom vannføring – vannstand – vanndekket areal er tilgjengelig på forhånd.



Figur 12. Vanndekket areal ved Koppang, Glomma i april. Foto: Per Rønningen.

$M_i B_i V_i$ gir en struktur for å vurdere ekspertskjønn, interessenters verdier og økonomiske kostnader innenfor et metodisk rammeverk. For at den skal tas i bruk vil det avhenge av en reell integrasjon av metoden i eksisterende KU og vilkårsrevideringer. For at $M_i B_i V_i$ skal være troverdig må det settes av tid til både ekspert- og interessentpaneler i KU- og høringsprosessen. Praktiske måter å publisere ekspertskjønn som ligger i

konsekvenskurvene må også utprøves, slik at eksperter føler at deres kunnskap ikke misbrukes, og andre berørte interesser har mulighet til etterprøving. Dette er per i dag de største metodiske utfordringene for at $M_i B_i V_i$ skal tas i bruk.

Takk

STRIVER: Strategy and methodology for improved IWRM - An integrated interdisciplinary assessment in four twinning

river basins (2006-2009) støttet av European Commission Sixth Framework Programme (FP6). SUSTDEV-2005-3. II.3.6: Twinning European/third countries river basins. Contract number: 037141.

Referanser

Barton, D.N., Berge, D. og Tingvold, J.K. 2009. Miljø- og Brukerbasert Vannføring: multikriteriemetode med konsekvenskurver. STRIVER Technical Brief No. 8 http://kvina.niva.no/striver/Portals/0/documents/STRIVER_TB8_MBV.pdf

Barton, D.N. and Berge, D. 2008. Pressure-Impact Multi-Criteria Environmental Flow Analysis in the Glomma River. STRIVER Technical Brief No. 6. http://kvina.niva.no/striver/Portals/0/documents/STRIVER_TB6.pdf

Berge, D., D.K. Nhung, P.T.T.Hoang, D.N. Barton, I. Nesheim (2008) The use of Environmental Flow in IWRM, with

reference to the hydropower regulated Glomma River in Norway and Sesan River in Vietnam/Cambodia. STRIVER Deliverable D8.1.

Berge, D. og andre (2002) Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000. Hovedrapport. Fylkesmannen i Akershus.

Halleraker, J.H., and A. Harby (2006) International methods for deciding environmental flow – which of these are applicable in Norway? NVE Miljøbasert vannføring, Report 9 2006, 69 pp. ISBN 82-410-0584-9.

IUCN (2003) Flow. The essentials of environmental flows. The World Conservation Union. Janssen, R. & Herwijnen, M. v. 2007, *DEFINITE 3.1. A system to support decisions on a finite set of alternatives (Software package and user manual)* Institute for Environmental Studies (IVM), Vrije Universiteit, Amsterdam.