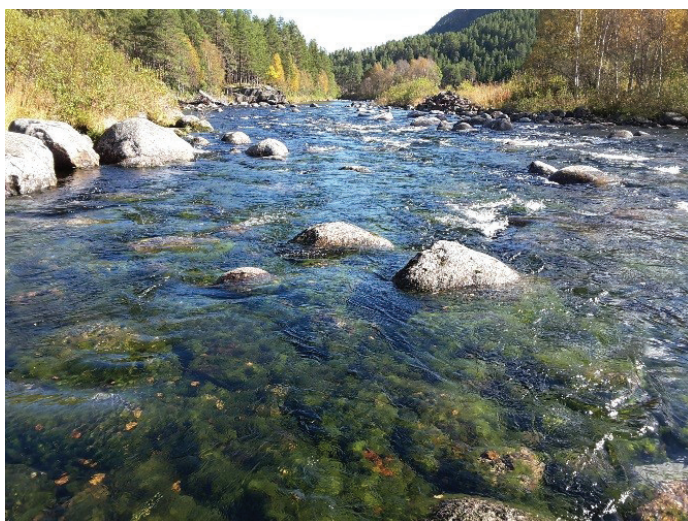


Metoder for nyttevurdering av interesser og aktiviteter i regulerte vassdrag



CEDREN – Centre for Environmental Design of Renewable Energy: Research for technical development and environmental impact of hydro power, wind power, power lines and implementation of environment and energy policy.

SINTEF Energy Research, the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) and the Norwegian University of Science and Technology (NTNU) are the main research partners. A number of energy companies, Norwegian and international R&D institutes and universities are partners in the project.

The centre, which is funded by The Research Council of Norway and energy companies, is one of eleven Centre for Environment-friendly Energy Research (FME). The FME scheme consists of time-limited research centres which conduct concentrated, focused and long-term research of high international quality in order to solve specific challenges in the field of renewable energy and the environment.

CEDREN

Centre for Environmental Design of Renewable Energy



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Tittel En oversikt over metoder for nytteevaluering av interesser og aktiviteter i regulerte vassdrag	Løpenummer 7220-2017	Dato 18.12.2017
Forfatter(e) Ingrid Nesheim Line Barkved Isabel Seifert-Dähnn Frode Sundnes	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 69

Oppdragsgiver(e) Forskningsrådsprogrammet EnergiX, Norges Forskningsråd,	Oppdragsreferanse
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 15090

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten bidrar med en oversikt og en gjennomgang av ulike metoder for å dokumentere nytte av aktiviteter, opplevelser og interesser i vassdrag regulert for kraftproduksjon. Vi fokuserer også på nytteevaluering av goder fra økosystemtjenester. Monetære nytteevalueringer fungerer ikke like godt i alle situasjoner og vi har derfor i tillegg til monetære metoder, også beskrevet andre kvantitative og kvalitative metoder. Metodens egenskaper blir benyttet som utgangspunkt for å diskutere egnethet i forbindelse med ulike <i>brukersituasjoner</i>, for økonomiske nyttehavere, for sosiokulturelle nyttehavere, og for miljønyttehavere relatert til henholdsvis et lokalt, og regionalt / nasjonalt perspektiv for nytteevalueringen.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Nytteevalueringer Økosystemtjenester Regulerte vassdrag Nyttehavere 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Benefit assessments Ecosystem services Regulated rivers Beneficiaries
--	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Ingrid Nesheim
Prosjektleder

Sindre Langaas
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6955-0
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Metoder for nyttevurdering av interesser og aktiviteter i regulerte vassdrag

Forord

Norge har forpliktet seg til å utvikle en helhetlig vannforvaltning på tvers av kommune- og fylkesgrenser for å oppnå god økologisk tilstand i naturlige vannforekomster og godt økologisk potensiale i sterkt modifiserte vannforekomster i henhold til EUs vanddirektiv (Ruud and Aas 2017). Samtidig må Norge stimulere til økt produksjon av fornybar energi i tråd med EUs Fornybardirektiv. Sustainable governance of river basins with Hydropower production SusWater - prosjektet (2015-2018), har som formål å bidra til hvordan disse ambisjonene kan forenes på en helhetlig måte. Et helhetlig perspektiv innebærer blant annet et behov for å kartlegge og synliggjøre nytten av ulike goder som kan ta form av aktiviteter og opplevelser i regulerte vassdrag.

Denne rapporten bidrar med en oversikt over metoder for å dokumentere denne nytten. Vi synliggjør i rapporten at nytten kan være ulik avhengig av om perspektivet er lokalt, regionalt eller nasjonalt.

Metodene har ulike egenskaper som medfører ulik styrke i å produsere resultater som er etterprøvbare, transparente, og forankrede; metodene har også ulik egnethet avhengig av om nyttevurderingen har fokus på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå, og om økonomiske-, sosiokulturelle og eller miljønyttehavere er involvert. I flere tilfeller er kobling av metoder en foretrukken tilnærming.

Vi har også gjennomført en nettundersøkelse med målsetning om å få innspill på hva brukere, sett fra ulike ståsted, anser som viktige egenskaper ved indikatorer og metoder for å kartlegge og vurdere verdien av brukerinteresser i regulerte vassdrag. Resultater fra denne undersøkelsen er presentert i rapporten.

Vi håper at dette bidraget vil bli til nytte for forvaltning og konsulenter i forbindelse med tiltaksvurdering og konsesjonsprosesser i regulerte vassdrag med vannkraftproduksjon gjennom å synliggjøre omfanget av metoder som kan benyttes til å dokumentere nytte av goder, og gjennom å beskrive metodenes egenskaper.

Rapporten er en leveranse i Sustainable governance of river basins with Hydropower production SusWater - prosjektet (2015-2018), et prosjekt som har som mål å bidra til en kunnskaps- og dialogbasert tilnærming for å styrke forvaltningspraksis som inkluderer både økonomiske, sosiale og miljødimensjoner. Prosjektet ledes av Atle Harby, SINTEF Energi og er en del av CEDREN – Centre for Environmental Design of Renewable Energy – et forskningscenter for miljødesign av fornybar energiproduksjon. Finansiering kommer fra forskningsrådsprogrammet EnergiX, med støtte fra Agder Energi, BKK, Hydro, Lyse, Sira-Kvina Kraftselskap, SFE, Statkraft, Trønder Energi, Energi Norge, Miljødirektoratet og Norges Vassdrag og Energidirektorat.

Forfatterne ønsker å takke Audun Ruud (NINA) og Tor Haakon Bakken (SINTEF) for mange gode innspill og verdifulle kommentarer.

Oslo, 18. desember 2017

Ingrid Nesheim

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	6
2	Metoder for dokumentasjon av goder (nytte) fra økosystemtjenester, og aktiviteter (tiltak) i regulerte vassdrag	8
2.1	Økosystemtjeneste, - og TEEB-rammeverkene i forbindelse med nytteevaluering av goder i vassdraget	8
2.2	Egenskaper det er relevant å vurdere i forbindelse med metodevalg	14
2.3	Oversikt over metodikk for dokumentasjon av nytte.....	18
2.3.1	Dokumentasjon av nytte fra økosystemtjenester via økonomiske metoder	18
2.3.2	Dokumentasjon av nytte fra økosystemtjenester via andre ikke-økonomiske kvantitative metoder	28
2.3.3	Dokumentasjon av nytte fra økosystemtjenester gjennom kvalitative metoder	32
2.4	Nettundersøkelse om egenskaper ved indikatorer og metoder for nytteevaluering.....	38
2.4.1	Noen hovedfunn fra surveyen.....	38
3	Brukersituasjoner som utgangspunkt for dokumentasjon av nytte.....	44
3.1	Økonomiske nyttehavere.....	45
3.2	Sosiokulturelle nyttehavere.....	49
3.3	Miljønyttehavere	51
4	Oppsummering og avsluttende kommentarer	54
5	Referanser.....	58

Sammendrag

Rapporten bidrar med en oversikt og en gjennomgang av ulike metoder for å dokumentere nytte av aktiviteter, opplevelser og interesser i vassdrag regulert for kraftproduksjon. Vi fokuser også på nytteevaluering av goder fra økosystemtjenester. Monetære nytteevalueringer fungerer ikke like godt i alle situasjoner og vi har derfor i tillegg til monetære metoder, også beskrevet andre kvantitative og kvalitative metoder. Totalt 14 metoder, syv økonomiske, tre andre kvantitative og fire kvalitative metoder er beskrevet. Metodens egenskaper blir benyttet som utgangspunkt for å diskutere egnethet i forbindelse med ulike brukersituasjoner, for økonomiske nyttehavere, for sosiokulturelle nyttehavere, og for miljønyttehavere relatert til henholdsvis et lokalt, og regionalt / nasjonalt perspektiv for nytteevalueringen.

Vi presenterer i rapporten også resultater fra en nettundersøkelse som ble gjennomført for å få innspill på hva brukere, sett fra ulike ståsted, anser som viktige egenskaper ved indikatorer og metoder for å kartlegge og vurdere verdien av brukerinteresser i regulerede vassdrag. Nettundersøkelsen indikerer at det er viktig å eksplisitt synliggjøre nytte på ulike nivåer og i hvilken grad en indikator eller metode egner seg for bruk på de ulike nivåene, *lokalt, regionalt og nasjonalt*. Det er også ansett som viktig at indikatorene, og metodene de inngår i, kan brukes *både for dagens situasjon, nåværende nytte og en tenkt/fremtidig situasjon og nytte*. *Metodens etterprøvnbarhet* framgår som en viktig egenskap for mange. Økt etterprøvnbarhet kan bidra til økt transparens og forbedret forståelse. *Deltagelse* i forbindelse med en nytteevaluering er generelt ansett som viktig for å forankre en studie og for å få aksept for en senere beslutning.

Rapporten summerer metoder og beslutningssituasjoner gjennom å presentere en tabell (Tabell 2) som skjematisk viser metodene beskrevet i rapporten, og en figur (Figur 8) som gjennom noen enkle spørsmål og svar leder brukeren til potensielle metoder for nytteevaluering.

1 Introduksjon

Formålet med denne rapporten er å presentere en oversikt over metoder for å dokumentere nytte av *aktiviteter og opplevelser* i vassdrag regulert for kraftproduksjon. Vi trekker videre en linje til økosystemtjenesterammeverket. *Økosystemtjenester* bidrar til goder som har nytte for mennesker og samfunn, og vi vurderer nytten av økosystemtjenester gjennom å dokumentere disse godene. Således har vi et bredt perspektiv på hva som er opplevd nytte av «goder» (MEA, 2005; Chan m.fl., 2012). Eksempler på *aktiviteter* i vassdrag for nyttevurdering er turgåing, eller fiske, det kan være salg av fiskekort eller vannkraftproduksjon, mens abstrakte opplevelser kan eksemplifiseres ved landskapsopplevelser, spirituelle opplevelser, visshet om tilstedeværelse av natur- og historiske kulturelementer. Nytte ved å ha et *fremtidig potensiale for bruk* kan også erkjennes. Også perspektivet om *naturens egenverdi* er et gode for noen, altså man har et altruistisk forhold for andre arter, ikke bare for mennesker andre steder og eller for fremtidige generasjoner.

Det er et økende fokus på å bruke nyttevurderinger i miljøforvaltningen og en rekke artikler og rapporter beskriver metoder for verdsetting av økonomisk nytte (NOU, 2013; Rasmussen og Wahlquist, 2014; Magnussen m.fl., 2016). På tross av at det er mange som opplever at det er vanskelig å uttrykke nytte monetært, er det primært fokus på å dokumentere nytte gjennom referanse til monetære verdier. I Norge er det primært fire sentrale nasjonale veiledere som gir retningslinjer for hvordan kartlegging av brukerinteresser og verdivurdering av naturområder i norsk forvaltning skal gjennomføres. Disse er, Konesjonshandsaming av vasskraftsaker (NVE, 2010), Konsekvensutredninger etter Plan og Bygningsloven (2008), Kartlegging og verdsetting av friluftslivsområder (Miljødirektoratet, 2014), og Konsekvensutredninger Håndbok V712 (Statens vegvesen, 2014; 2017) som gir retningslinjer for hvordan kartlegging av brukerinteresser og verdivurdering av naturområder i norsk forvaltning skal gjennomføres. Det er i veilederne imidlertid ingen spesifisering av hvordan interesser og aktiviteter skal dokumenteres. Dermed overlates slike vurderinger til det skjønnet som hver enkelt konsulent utøver og resultatet blir i liten grad etterprøvbart, og heller ikke sammenlignbart på tvers av konsekvensutredninger (Kohler m.fl., under vurdering, 2017). Det overlates til den enkelte konsulent å bestemme; (i) hvilke metoder som skal benyttes for å dokumentere aktiviteter, aktivitetsnivå, opplevelser, og (ii) til å bestemme om et aktivitetsnivå reflekterer *lav, middels* eller *høy* «bruksfrekvens», jmfør Miljødirektoratets veileder for verdivurdering av friluftslivsområder (Miljødirektoratet, 2013).

Vi mener at de eksisterende metoder som benyttes i dag for å dokumentere nytte i vassdragslandskapet ofte er utilstrekkelige. Denne rapporten søker å bedre situasjonen gjennom å presentere en oversikt over metoder for å dokumentere nytte for økonomiske, sosiokulturelle og miljønyttehavere i vassdragslandskapet. Nyttehavere (beneficiaries på engelsk (Chan m.fl., 2012; García-Nieto m.fl., 2013; Scholte m.fl., 2015; Pandeya m.fl., 2016)) er samfunnsaktører som opplever *nytte fra økosystemtjenester*, men som også kan oppleve *nytte fra tiltak i vassdraget som reduserer dets naturlige tilstand*, herunder er flomdempingseffekt av en regulering et eksempel. Videre setter rapporten fokus på geografisk skala, ettersom opplevd nytte varierer avhengig av om perspektivet er lokalt, regionalt eller nasjonalt. Det er viktig å gjennomføre vurderinger av nytte for alle tre nivåer.

Nyttehavere terminologien er benyttet for å synliggjøre at det finnes aktører som opplever nytte eller ulempe i forbindelse med et forvaltningsregime i vassdraget. *Økonomiske nyttehavere* er aktører som grunneiere, kommuner, næringsbedrifter som får et monetært bidrag eller tap i forbindelse med endring av et gode, og eller et tiltak. *Sosiokulturelle nyttehavere*, som turgåere, skigåere, fiskere, og

mennesker som søker naturen for spirituelle eller åndelige opplevelser, opplever ingen monetær påvirkning i forbindelse med en økning eller reduksjon av et gode, mens velferd og livskvalitet bedres eller forverres relatert til endring av et gode (Fish m.fl., 2016; Kaltenborn m.fl., 2017).

Miljønyttehavere representerer perspektivet om naturens egenverdi, men også nytten av å ha et fremtidig potensiale for bruk. Miljønyttehavere er representert via natur-, og kulturmiljøorganisasjoner, men også kommunal, regional og nasjonal naturressursforvaltning.

Vi har i rapporten et fokus på metoder for å *dokumentere nytte*, i motsetning til metodikk for verdivurdering ettersom vi anser *verdivurdering* for å være en *politisk vurdering* som er steds- og situasjonsbestemt. Monetære nyttevurderinger oppfattes av mange som «standarden». De fungerer ikke like godt i alle situasjoner og vi har derfor i rapporten i tillegg til monetære metoder også inkludert andre kvantitative og kvalitative metoder. Det er mulig å se monetær estimering som likestilt med andre kvantitative og kvalitative tilnærminger til å dokumentere nytte, ettersom samme estimerte kronebeløp for et gode, ikke nødvendigvis har samme verdi i to ulike lokalsamfunn. Denne påstanden kan forklares og illustreres gjennom eksemplet; et bestemt beløp på skatteinntekter fra kraftproduksjon vil ha forskjellig relativ verdi for to kommuner med ulike inntektskilder/nivåer. Monetære, andre kvantitative, og kvalitative metoder for å dokumentere nytte, utløser et behov for å bestemme om dokumentert nytte tilsvarer lav, middels eller høy verdi i en spesifikk situasjon. Følgen av dette perspektivet er nødvendigheten av integrerte analyser som tar høyde for ulike måleenheter for nytte (Chan m.fl., 2012). Det finnes flere teknikker for å integrere, ved å oversette ulike måle-enheter i forbindelse med tiltaksvurderinger og konsekvenser som påvirker ulike verdidimensjoner til samme skala. Burkhard m.fl., (2012) benytter i en studie fra Tyskland en behovsskala (0-5) fra «*ikke relevant behov*» til «*veldig relevante behov*» for å integrere ulike typer nytte med ulik verdidimensjon på en skala. En annen tilnærming til integrert analyse benytter seg av prinsippet om at nytte og kostnader forårsaket av et tiltak, best kan måles som en funksjon av endringer mellom alternative scenarier (Pandeya m.fl., 2016). I henhold til dette perspektivet kan ulike nyttevurderinger plasseres på samme skala basert på en funksjon av grad av endring, jamfør konsekvensviften til Statens Vegvesen (Statens vegvesen, 2014; 2017).

Innholdet i denne rapporten er utarbeidet basert på gjennomgang av nasjonal og internasjonal litteratur som presenterer nyttevurderinger av økosystemtjenester. Vi har søkt på «*økosystemtjenester*», og på spesifikke metoder for nyttevurdering, og vi har lest konsekvensutrednings (KU) rapporter for å få informasjon om hvilke metoder for nyttevurderinger som har blitt benyttet. I denne rapporten har vi spesielt lagt vekt på norske publikasjoner for å kunne presentere norske eksempler. Det er mye litteratur som har blitt publisert i forbindelse med økosystemtjenestekonseptet de siste tiårene, og vi understreker at denne rapporten kun viser noen svært få av tilgjengelige og relevante referanser.

I kapittel 2 gir vi en oversikt over ulike egenskaper som gjerne vurderes i forbindelse med metodevalg, deretter følger en oversikt over metoder som dokumenterer monetær nytte, andre kvantitative metoder som måler aktivitetsnivå, og metoder som dokumenterer nytte gjennom å tolke historier, observasjoner, utsagn og dokumenter. I siste del av kapittel 2 presenteres resultater fra en nettsurvey om egnethet av metoder og indikatorer. Kapittel 2 og 3 kan leses uavhengig av hverandre, disse kapitlene presenterer begge metoder for nyttevurdering, men de har forskjellig fokus og perspektiv. I kapittel 3 tar vi utgangspunkt i ulike *brukersituasjoner* med hensyn til formål og kontekst for nyttevurderingen som tilnærming til metodevalg. I kapittel 4 presenterer vi en samlet oversikt over metoder for nyttevurdering gjennom en tabell med en skjematisk oversikt over metodenes egenskaper. Avslutningskapitlet foreslår et forenklet beslutningstre som gjennom noen enkle spørsmål og svar leder brukeren til potensielle metoder for nyttevurdering.

2 Metoder for dokumentasjon av goder (nytte) fra økosystemtjenester, og aktiviteter (tiltak) i regulerte vassdrag

Dette kapitlet gir en oversikt og en karakterisering av ulike metoder for å dokumentere nytte av aktiviteter, opplevelser og interesser i vassdrag regulert for kraftproduksjon. Vi inkluderer også økosystemtjeneste perspektivet i denne oversikten for å være fullstendige i vår tilnærming. I del 2.1 presenterer vi sentrale gjeldende rammeverk. I del 2.2 karakteriserer vi egenskaper utvalgt for å beskrive og evaluere metodikk for verdivurdering. I del 2.3 evaluerer vi 14 metoder for verdivurdering i henhold til de utvalgte egenskapene. I del 2.4 presenterer vi resultat fra en nettsurvey gjennomført i 2017 med målsetning om å undersøke hva forvaltning, vannkraftprodusenter, brukerorganisasjoner og frivillige organisasjoner anser som viktige egenskaper ved indikatorer for og metoder for verdivurdering av brukerinteresser i regulerte vassdrag.

2.1 Økosystemtjeneste, - og TEEB-rammeverkene i forbindelse med nytteevaluering av goder i vassdraget

Økosystemtjeneste-rammeverket (MEA 2005) har sammen med "*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*" (TEEB, 2008) blitt dominerende referanser i internasjonale og norske policy-dokumenter for å synliggjøre goder som økosystem bidrar med til mennesker og samfunn.

Økosystemtjeneste-rammeverket identifiserer fire hovedkategorier av tjenester; støttende tjenester (grunnleggende livsprosesser), regulerende tjenester, forsynende tjenester og kulturelletjenester (opplevelses- og kunnskapstjenester), med en rekke underkategorier for hver av disse (Figur 2).

TEEB identifiserer kategoriene, bruksverdi - herunder *direkte, indirekte* bruksverdi og *opsjonsbruksverdi* (mulighet for fremtidig bruk, kjent eller ukjent bruk), og ikke-bruksverdi - herunder *eksistens-, altruistisk-, og bevaringsverdi* (Figur 1).

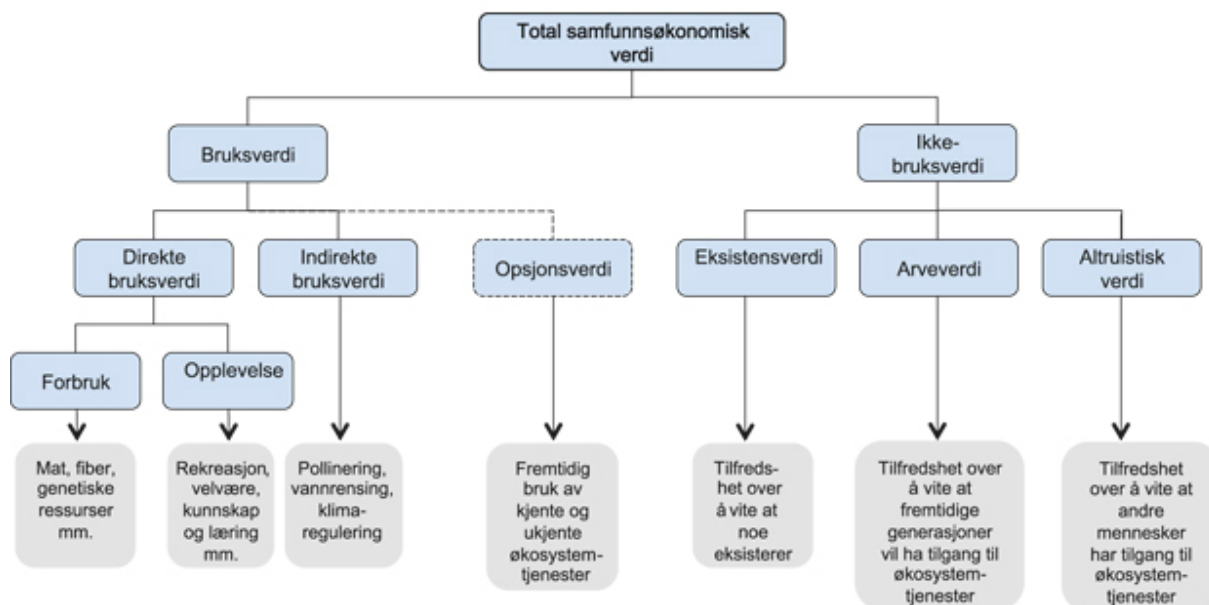
For å eksemplifisere TEEB, så kan en fisk fisket fra en elv spises (direkte forbruksverdi), det å fange den gir en direkte opplevelsesverdi, mens det som fisken spiser har en indirekte bruksverdi for mennesker. For ikke-bruksverdiene, så omfatter eksistensverdi verdien forbundet med tilfredsheten av at noe eksisterer – f.eks. å vite at det finnes fisk i et vassdrag. Bevaringsverdien gjenspeiler ønsket om at framtidige generasjoner skal ha mulighet til å oppleve goder som vi har i dag. Altruistisk verdi referer til tilfredsheten med å vite at andre mennesker kan ha nytte av noe, selv om man selv ikke har nytte av godet.

En viktig hovedforskjell mellom økosystemtjeneste-rammeverket og TEEB, er at sistnevnte har fokus på å vurdere «*total samfunnsøkonomisk verdi*», det vil si summen av positive og negative konsekvenser av et tiltak for et samfunn, mens begge har mål om å være omfattende gjennom å inkludere «alle» typer tjenester som økosystem bidrar med. Økosystemtjeneste-rammeverket er i noe mindre grad fokusert på monetære verdier (Pandeya m.fl., 2016). Eksempler på goder i et vassdragsøkosystem presenteres i Figur 2. Både økosystemrammeverket og TEEB har blitt fremhevet som viktige for å synliggjøre «alle» tjenester som økosystemer bidrar med, «for å unngå at de implisitt verdsettes til null» (NOU, 2013), samtidig så har tilnærmingen som begge representerer blitt

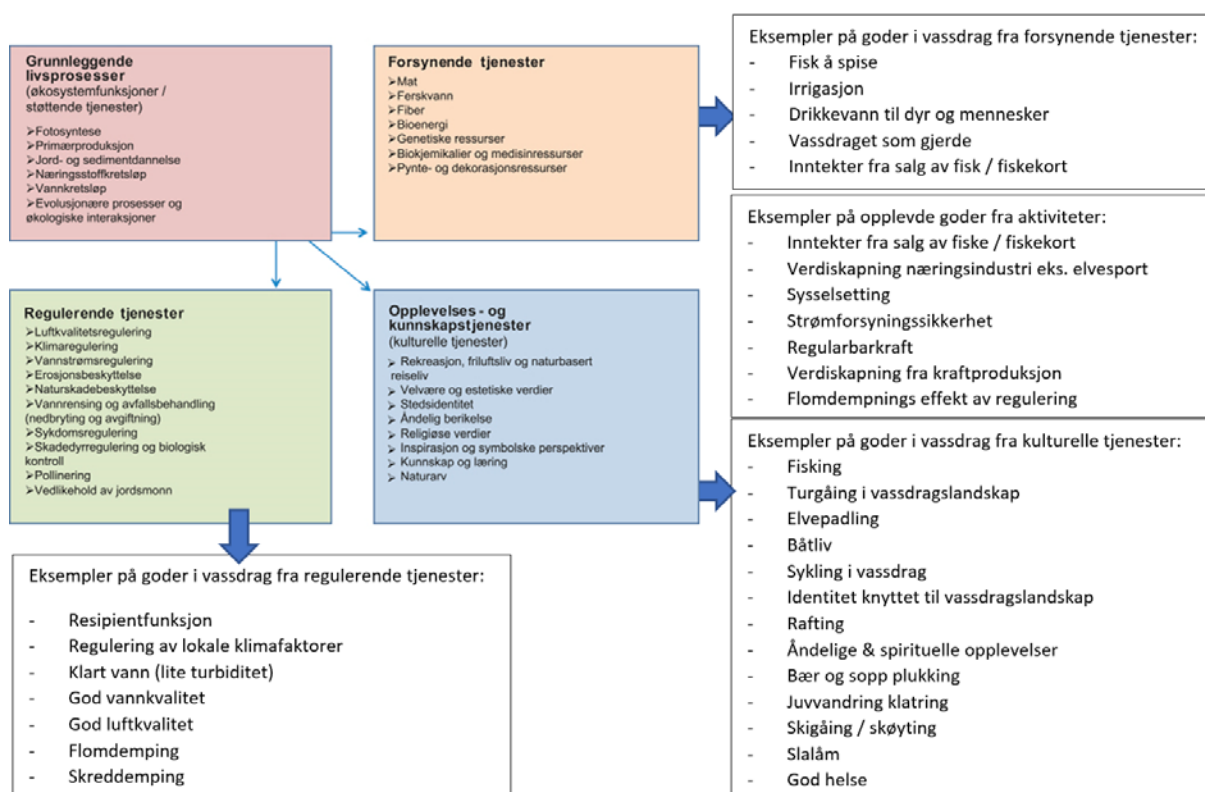
kritisert for å gjøre alle elementer, alle naturopplevelser, og alle perspektiver (som at arter har en egenverdi), til råvarer som kan kjøpes og handles (Chan m.fl., 2012; Martin-Lopez m.fl., 2012; Kenter, 2014).

Verdivurdering av økosystemtjenester har i all hovedsak vært basert på økonomisk nyttevurdering, mens flere av de godene som økosystemtjenester bidrar til har ingen markedsverdi. Dette gjelder særlig tjenester i kategorien kulturelle tjenester, men også tjenester i kategorien støttende tjenester fordi disse ikke oppleves direkte (MEA, 2005). Også i TEEB-rammeverket har få goder klassifisert som enten indirekte-, opsjons-, eksistens-, eller bevaringsverdi - en markedsverdi. Et ensidig fokus på verdivurdering basert på økonomisk nyttevurdering har i mange tilfeller medført at goder (tjenester) med annen stor nytteverdi har blitt tilsidesatt, eller oversett, til fordel for forsynende tjenester, tjenester (goder) med markedsverdi (Daniel m.fl., 2012; Klain m.fl., 2014). Konsekvensen av å overse viktige goder i et vassdrag bidrar til suboptimal vurdering av tiltak og forvaltning av naturressurser. Det kan potensielt også medføre til dels store konflikter lokalt, regionalt og nasjonalt, samt beslutningsprosesser med liten lokal forankring. Eksempler på dels store konflikter lokalt i forbindelse med vassdragsregulering er mange i Norge og internasjonalt (Burns og Midttun, 1986; Hjorthol, 2006; Lindstrøm og Ruud, 2017).

Dokumentasjon og annerkjennelse av lokale verdier er viktig for å få gode beslutningsprosesser. I den forbindelse har særlig utfordringene med å dokumentere og nyttevurdere kulturelle økosystemtjenester blitt diskutert (de Groot m.fl., 2010; Chan m.fl., 2012; Daniel m.fl., 2012; Kaltenborn m.fl., 2017). Samtidig finnes det i Norge og internasjonalt relativt liten praktisk erfaring med å dokumentere sosiokulturelle goder (Magnussen m.fl., 2014; Ruckelshaus m.fl., 2015; Pandeya m.fl., 2016; Torres og Hanley, 2017). Det er nok mange årsaker til dette, men ofte er ressurser begrenset og datagrunnlaget for nyttevurdering mangelfullt. Mange beslutninger er direkte påvirket av økonomiske verdier fra økosystemtjenester og det er viktig å inkludere integrering av både monetære og ikke-monetære verdier for en samlet evaluering av tjenester.



Figur 1. Oversikt over TEEB-rammeverkets verdikategorier for økosystemtjenester (Kilde: NOU 2013).



Figur 2. Økosystemtjeneste-kategorier (MEA, 2005) og eksempler på bidrag til goder i vassdrag (Kilde: Endret og tilpasset fra NOU, 2013). Figuren viser også eksempler på opplevde goder fra aktiviteter, tiltak i vassdraget.

Vassdragsøkosystemet representerer mange økosystemtjenester som bidrar til goder *lokalt*, men også til goder på *regionalt* og *nasjonalt* nivå. Vi inkluderer også perspektivet om at nyttevurdering av andre typer samfunns-goder er viktig for en helhetlig evaluering som grunnlag for en bærekraftig samfunnsutvikling. I forbindelse med denne definisjonen så er også vannkraftproduksjon et gode (men se også Magnussen m.fl., 2016, side 16). Vi forstår dermed konseptet «goder» bredt. Slike aktører, *nyttehavere*, kan eksemplifiseres med kommune, sektorer, næringer, organisasjoner og sivilsamfunn, og de kan klassifiseres som *økonomiske nyttehavere*, *sosiokulturelle nyttehavere* eller *miljønyttehavere*. Formålet med en slik klassifisering er blant annet enklere kommunikasjon ettersom bærekraftdimensjonene; økonomi, sosiokulturell, og miljødimensjon er en velkjent terminologi. Videre så mener vi at dette rammeverket er en hensiktsmessig referanse ettersom et overordnet mål om et bærekraftig samfunn er basert på økonomisk, sosiokulturell velferd, mens biofysiske faktorer er grunnlaget for vår velferd.

En *økonomisk nyttehaver* omfatter alle som nyter goder i vassdraget som kan medføre økonomisk nytte eller kostnad. Eksempler på nyttehavere kan være, grunneieren som selger fiskekort, kommunen som får skatteinntekter fra kraftproduksjon, eller bedriften som selger en aktivitet med tilknytning til vassdragslandskapet. Andre økonomiske-nyttehavere kan også identifiseres, slik som VAV-etaten i kommunen i forbindelse med vassdragets funksjon som resipient (ettersom fravær av godet vil medføre økonomisk konsekvens), eller grunneieren i forbindelse med vassdraget som ressurs for drikkevann, irrigasjon, eller som fysisk barriere, «gjerde». Tiltak eller inngrep som påvirker det biofysiske grunnlaget for en aktivitet og som påvirker økonomisk gevinst, eller økonomisk tap for nyttehaveren bør estimeres gjennom økonomiske metoder for å dokumentere effekten som tiltaket eller inngrepet medfører for økonomiske nyttehavere. Vi refererer her til økonomi i monetær

forstand. Det kan være relevant å koble økonomiske metoder med deltakende kvalitative metoder særlig gjelder dette for lokale forhold (se også del 2.1, og kapitel 3 om brukersituasjoner).

Den *sosiokulturelle nyttehaven*, som kan være turgåeren, fiskeren, eller elvepadleren, opplever nytte i forbindelse med den aktiviteten som blir utført. Dette refererer til grupper i samfunnet som opplever ikke-materielle goder slike som, rekreasjon, åndelig og religiøs berikelse, inspirasjon til kunst, og kultur, stedstilhørighet og identitet. Herunder kan også tiltak (aktivitet) som bidrar til trygghet oppleves som et gode. Felles for slike ikke-materielle goder er at de er vurdert som veldig viktige for velferd og livskvalitet (Fish m.fl., 2016; Kaltenborn m.fl., 2017). Studier viser at «kulturelle goder» kan bety mer for folk enn relaterte materielle goder (Martin-Lopez m.fl., 2012; Schmidt m.fl., 2017). For eksempel, kan salg av fiskekort bidra med inntekt for grunneieren, men aktiviteten for grunneieren kan bety mer enn den faktiske inntekten fra salg, for forhold som sosial aktivitet og identitet. Det er utviklet økonomiske metoder som betalingsvillighetsstudier, og valgmodellteknikker for monetær nyttevurdering av sosiokulturelle goder / kulturelle økosystemtjenester. Likevel hevder flere at slike goder aldri fullt ut kan representeres gjennom monetær nyttevurdering (Daniel m.fl., 2012; Martin-Lopez m.fl., 2012; Scholte m.fl., 2015). Identifikasjon av goder og dokumentasjon på nytte kan i slike tilfeller med fordel basere seg på andre metoder enn økonomiske metoder. En kvantitativ vurdering av «grad av en aktivitet» kan være en måte å dokumentere nytten på, mens for andre goder kan det være riktig å benytte dokumentasjon av historier, erfaringer og adferd. Kvalitativ dokumentasjon av sosiokulturell nytte vil bidra til å forstå for hvem og hvordan slike verdier bidrar til velferd og livskvalitet.

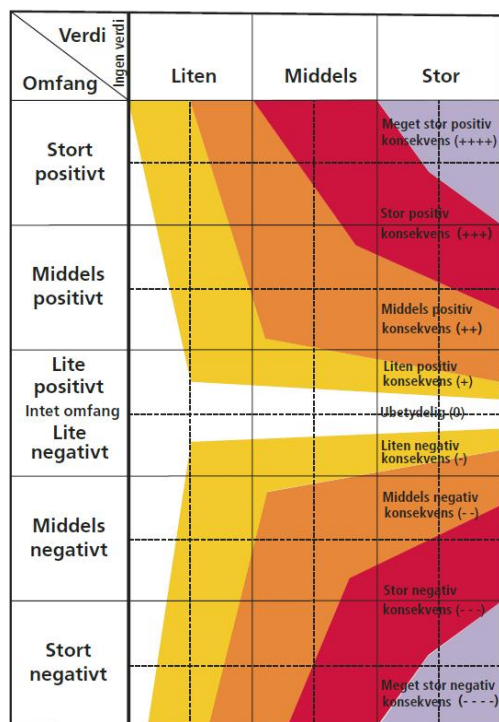
«Miljøet» som nyttehaber indikerer et perspektiv om at natur og naturelementer har *egenverdi*. Dette perspektivet er reflektert i aktør-nettverksteori-rammeverket (Gooch, 2006), et rammeverk som inkluderer perspektivet om at alle «ting», herunder også arter, steiner, naturmiljø, kraftverk etc., er aktører. Aktør-nettverksteori-rammeverket er i så måte en motsetning til økosystemtjeneste- og TEEB-rammeverkene som har et antroposentrisk utgangspunkt gjennom tilnærmingen om at «nytte» kun finnes ved tilstedeværelse av mennesker.

I Norge har verdivurdering av sosioøkonomiske forhold primært blitt utført i forbindelse med konsekvensutredningsprogram bestemt av nasjonale myndigheter. Konsekvensutredningsprogram i forbindelse med vannkraftutbygging er bestemt av NVE med retningslinjer fra Plan og bygningsloven (Forskrift om konsekvensutredninger, 2017). Rapporter produsert i forbindelse med en KU er ofte omfangsrrike. Likevel, tross detaljnivået, viser utførte KU at skjønn som regel er lagt til grunn for dokumentasjon av bruksfrekvens (Kohler m. fl. under vurdering, 2017). Verdivurdering av friluftsområder har i den senere tid også blitt gjennomført i mange av landets kommuner i forbindelse med det nasjonale mål om at flest mulig av landets kommuner skal ha kartlagt og verdsatt sine viktigste friluftsområder innen 2018 (Miljøverndepartementet, 2013).

Det er primært fire sentrale nasjonale veiledere som gir retningslinjer for hvordan kartlegging av brukerinteresser og verdivurdering av naturområder i norsk forvaltning skal gjennomføres. Se også, Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester (NOU, 2013). Disse dokumentene er koblet sammen gjennom henvisninger og det er disse som til sammen utgjør dagens rammeverk for verdivurdering av brukerinteresser i vassdrag. For øvrig så bidrar hverken veilederen, Kartlegging og verdsetting av friluftslivsområder (Miljødirektoratet, 2013), eller Håndbok V712 (høringsutgave) fra Statens Vegvesen med metodikk for hvordan nytten skal dokumenteres. Vedlegg A, viser natur og kulturdata presentert i Håndbok V712 (Statens Vegvesen, 2017).

- *Konsekvensutredninger etter plan og bygningsloven*: Veilederen har fokus på brukerinteresser gjennom sine krav til høringsprosesser og åpne møter der interessenter kan hevde sine interesser (Kommunal og moderniseringsdepartementet, 2017).
- *Konsesjonshåndtering av vannkraftsaker* (NVE, 2010): Veilederen gjelder søknader om vannkraftutbygging som faller inn under plan og bygningslovens forskrift om konsekvensutredninger. Veilederen viser videre til at det skal utredes konsekvenser for fagtemaene hydrologi, erosjon og sedimentasjonstransport, skred, landskap og inngrepsfire naturområder, naturmiljø og naturens mangfold, marine forhold, kulturminne og kulturmiljø, forurensning og vannkvalitet, samisk natur- og kulturgrunnlag, naturressurser og samfunn. For hver av disse fagtemaene spesifiseres det del-tema. For eksempel, for fagtemaet «samfunn» så spesifiseres det at konsekvenser skal utredes for, næringsliv og sysselsetting, utvikling i folketall og bustadbygging, tjenestetilbud og kommunal økonomi, sosiale forhold, helsemessige forhold, friluftsliv, jakt og fiske og reiseliv. Det skal relatert til dette fagtemaet gjøres rede for dagens bruk av området, men det er liten eller ingen referanse til metode for kartlegging i denne veilederen, her refereres det til Direktoratet for Naturforvaltning (2001) og Miljødirektoratet (2013).
- *Kartlegging og verdsetting av friluftslivsområder* (Miljødirektoratet, 2013): Veilederen har klare forventninger om medvirkning, og et anbefales at det etableres en arbeidsgruppe fra kommuneadministrasjonen som inkluderer representanter fra friluftslivsorganisasjoner og andre frivillige lag og foreninger, og i tillegg en referansegruppe med *representanter for friluftslivsorganisasjoner og andre brukere/ interessenter*. Slik vil man sikre at alle brukerinteressenter omfattes av en verdivurdering og at det skal være tydelig hva slags konsekvenser et tiltak eller et inngrep vil få for ulike aktører. Det anbefales videre at friluftsområder kartfestes. En rekke verdsettungskriterier skal beskrives, og herunder blant annet «bruksfrekvens» med kategorier 1-5 (Tabell 1). Verdien av området er utledet basert på en indeks som sammenstiller totalt 13 slike kriterier. Veilederne gir ingen rettleiding for hvordan bruksfrekvens eller aktivitetsnivå skal dokumenteres, og det overlates således til den enkelte konsulent til å bestemme hvilke metoder skal benyttes for å dokumentere bruk, aktivitetsnivå, opplevelser. I hvilken grad det faktisk blir etablert referansegrupper i forbindelse med konsekvensutredninger er ukjent. Se også for øvrig: Friluftsliv i konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven (Direktoratet for Naturforvaltning, 2001).
- *Håndbok V712 fra Statens Vegvesen (høringsutgave)*: Håndboka bidrar med metodikk for konsekvensvurdering av prissatte og ikke-prissatte konsekvenser av tiltak for områder og delområder. Den presenterer pluss-minusmetoden (konsekvensviften) der konsekvenser av tiltak eller inngrep skal vurderes på en ni-delt skala fra meget negativ konsekvens til meget positiv konsekvens (Figur 3). Metoden er beregnet på planer med krav om konsekvensutredning (KU) etter plan- og bygningsloven. Det spesifiseres at det for hvert enkelt prosjekt må vurderes hva som er tilstrekkelig kunnskapsnivå for å sikre et godt nok beslutningsgrunnlag, og at kunnskapsnivået må stå i forhold til sannsynlighet for og alvorlighetsgrad av endringene. I de prissatte konsekvensene er kostnadene for samfunnet basert på betalingsvillighet. Ikke prissatte konsekvenser, skal vurderes for fem hovedtema: (i) landskap/ bybilde, (ii) nærmiljø og friluftsliv, (iii) naturmiljø, (iv) kulturmiljø, (v) naturressurser, der det for hvert hovedtema også er spesifisert flere deltema. Det spesifiseres at tema som omtales som ikke-prissatte, ikke beregnes i kroneverdier, men vurderes etter en ni-delt skala som går fra meget stor positiv konsekvens til meget stor negativ konsekvens, basert på omfang av inngrep, og på verdiklasse til området som berøres. Et område verdivurderes i henhold tre verdiklasser; liten verdi, middels verdi og stor verdi, og kriterier som definerer hver verdiklasse er beskrevet.

En utfordring for øvrig er at kriteriene typisk refererer til graderinger som «lav», «middels», «stor» for eksempel bruksintensitet, men det er uklart hvordan bruksintensiteten skal dokumenteres, og det er også uklart hva som er terskelverdier for «lav», «middels», «stor». Dette overlates til konsulenten som skal utføre konsekvensvurderingen. Med omfang menes en vurdering av hvordan et område påvirkes. Omfangsvurderingene angis på en glidende fem-delt skala fra stort negativt til stort positivt omfang. Med konsekvens menes fordeler og ulemper et definert tiltak vil medføre i forhold til en alternativ null situasjon. «Pluss-minus metoden» representerer forøvrig en metode for å integrere konsekvenser med forskjellige verdidimensjoner, og ulike varianter av denne metoden er benyttet også internasjonalt (Busch m.fl., 2012).



Figur 3. Konsekvensvifta skal brukes for å sammenstille verdien i et område med omfanget av det alternative tiltaket (Statens Vegvesen, 2017).

Tabell 1. Verdsettingskriterier i MA 98-2013 for verdsetting av friluftsområder (Kilde: Miljødirektoratet, 2013)

Verdsettingskriterier		1	2	3	4	5
Brukerfrekvens	Hvor stor er dagens brukerfrekvens?	Liten	Noe	Middels	Ganske stor	Stor
Regionale og nasjonale brukere	Brukes området av personer som ikke er lokale?	Aldri	Neste aldri	Middels	Ganske ofte	Ofte
Opplevelseskvaliteter	Har området spesielle natur- eller kulturhistoriske opplevelseskvaliteter? Har området et spesielt landskap?	Ingen	Litt	Middels	Ganske mange	Mange
Symbolverdi	Har området en spesiell symbolverdi?	Ingen	Litt	Middels	Ganske stor	Stor
Funksjon	Har området en spesiell funksjon (atkomstsoner, korridor, parkeringsplass el.)?	Ikke spesiell funksjon	Noe spesiell funksjon	Middels funksjon	Ganske spesiell funksjon	Spesiell funksjon
Egnethet	Er området spesielt godt egnet for en eller flere enkeltaktiviteter som det ikke finnes like gode alternative områder til?	Dårlig	Ganske dårlig	Middels	Ganske godt	Godt
Tilrettelegging	Er området tilrettelagt for spesielle aktiviteter eller grupper?	Ikke tilrettelagt	Litt tilrettelagt	Middels tilrettelagt	Ganske godt tilrettelagt	Høy grad av tilrettelegging
Kunnskapsverdier	Er området egnet i under-visningsammenheng eller har området spesielle natur- eller kulturvitenskaplige kvaliteter?	Få	Ganske få	Middels	Ganske mange	Mange
Lydmiljø	Har området et godt lydmiljø?	Dårlig	Ganske dårlig	Middels	Ganske godt	Godt
Inngrep	Er området inngrepsfritt?	Utbygd	Ganske utbygd	Middels	Ganske inngrepsfritt	Inngrepsfritt
Utstrekning	Er området stort nok for å utøve de ønskede aktivitetene?	For lite	Mangler mye	Mangler noe	Mangler lite	Stort nok
Tilgjengelighet	Er tilgjengelig god, eller kan den bli god?	Dårlig	Ganske dårlig	Middels	Ganske god	God
Potensiell bruk	Har området potensial utover dagens bruk?	Liten	Ganske liten	Middels	Ganske stor	Stor

2.2 Egenskaper det er relevant å vurdere i forbindelse med metodevalg

Syv egenskaper er utvalgt for å karakterisere metoder som benyttes til å dokumentere nytte av økosystemtjenester. Disse egenskapene er valgt ut basert på litteraturstudier (OECD, 1998; UNCSD, 2001; World Bank, 2002; EEA, 2003; Rice og Rochet, 2005), og via innspill fra respondenter i en nett-survey om egenskaper ved metoder (se del 2.4).

Egenskapene er i denne rapporten spesifisert som enten *funksjonsegenskaper* eller *prosessegenskaper*. *Funksjonsegenskaper* sier noe om metodens ytelse, hvor god er metoden til å levere robuste og presise resultater under ulike forhold, slik som for eksempel innenfor stor eller liten romlig skala. *Prosessegenskaper* sier noe om hvordan metoden gjennomføres, slik som i hvilken grad metoden er etterprøvbart, om deltagelse er en del av metoden og om gjennomføringen

bidrar til transparens. Slike egenskaper indikerer elementer det kan være viktig å vurdere ved metodevalg. Vi drøfter her elementer som påvirker metodens egnethet for ulike typer nytteevaluering. En syntese av denne evalueringen er vist til slutt i kapittel 4 for å gi en oversikt over de mest brukte metodene for nytteevaluering og egenskaper ved hver av disse.

Funksjonsegenskaper

Metoders egnethet til robust nytteevaluering på lokal, eller regional / nasjonal skala

Hvilken skala nytteevalueringen skal utføres for påvirker en rekke faktorer som nærhet til interessenter og kobling til sosial og økonomisk velferd. Tiltak eller utviklingsprosjekter får sjelden større konsekvenser for sosial og økonomisk velferd på nasjonalt nivå grunnet større tilgang til alternativer, mens lokalt kan endringer medføre konsekvenser for folks velferd (Malinga m.fl., 2015).

Elementer som bidrar til metoders egnethet på lokal skala:

Metoder som benytter kartgrunnlag til å illustrere nytte av økosystemtjenester og andre aktiviteter kan være særlig egnet for lokal skala. Deltagende kartlegging kan benyttes til å identifisere områder hvor sosiokulturell nytte oppleves, her brukes gjerne fotografier som hjelpemiddel (Fagerholm m.fl., 2011; van Berkel og Verburg, 2014). Arealbrukskart innenfor et geografisk område muliggjør en kobling mellom økosystemtjenester, geografisk skala og behov fra samfunn og interessegrupper (Troy og Wilson, 2006; Nelson m.fl., 2009; Burkhard m.fl., 2012; Crossman m.fl., 2013). Kartbaserte metoder kan videre vise hvor brukerinteresser dominerer og hvor det er overlapp, og dermed være et hensiktsmessig verktøy for å synliggjøre motstridende interesser og avveininger som må gjøres (Nelson m.fl., 2009; Pandeya m.fl., 2016).

Datamangel er ofte utfordringer for nytteevalueringer lokalt, mens innsamling av data om økosystemtjenester er kostbart og tidkrevende. Ofte benyttes resultater fra studier utført andre steder, men det er en risiko at relevansen reduseres. Benyttes en studie for overføring med en annen befolkningstetthet, andre aktivitetstilbud og annen lokal identitet så vil anbefalinger og konklusjoner kunne treffe feil. Marginale forskjeller kan også gi forskjellige utfall. Eksempelvis, så kan små forskjeller i hydrologiske forhold gi store forskjeller i kraftproduksjon og inntekt, og potensielt også store forskjeller med hensyn til overlevelse av smolt vinterstid. For å sikre lokal relevans og for å gi mer robuste dataanslag så anbefales det å benytte deltagelse for data- og kunnskapsgenerering slik som gjennom bruk av fokusgrupper for å bedre dokumentasjon som grunnlag for nytteevalueringen.

Elementer som bidrar til egnethet på regional og nasjonal skala: Økonomiske og andre kvantitative metoder egner seg godt for større romlig skala. Typiske eksempler er bruk av metoder for å estimere nasjonale indikatorer som BNP og strømforbruk (kWh per innbygger). Slike indikatorer gir mening på nasjonalt nivå og dels også på regionalt nivå fordi metodene er i stand til å gi aggregert informasjon for en situasjon. Kvalitative metoder for å dokumentere *fremtidig* nytte, som fokusgruppediskusjoner med nøkkelinformanter og tolkende metoder, for å dokumentere adferd og trender kan være viktige for å støtte eller balansere resultater fra rent kvantitative metoder.

Metoders egnethet til robust nytteevaluering for stor og liten tidsskala

Med dette punktet adresserer vi egnethet til å estimere enten dagens nytte, historisk nytte og/eller fremtidig nytte av en brukerinteresse, og egnethet til å estimere nytte basert på få eller mange datapunkter i en tidsserie. Både kvalitative og kvantitative metoder egner seg for å forstå dagens-, og historisk nytte gjennom å analysere slikt som pris, aktivitet, holdninger, eller andre historiske tegn. Biofysiske data stipulert med biofysiske modeller har minst usikkerhet når det gjelder å kunne si noe om situasjonen i fremtiden med hensyn til naturforhold i vassdraget, siden alle andre metoder i større grad er basert på antagelser om samfunnstrender. Biofysiske data som grunnlag for

nyttevurdering benyttes gjerne i sammenheng med forpliktelser med hensyn til nasjonale og internasjonale lover og regler, og retningslinjer. Resultater fra kvantitative metoder kan ekstrapoleres for å kunne si noe om fremtiden. For kvalitative metoder kan scenariemetodikk i sammenheng med fokusgruppediskusjoner benyttes for å kunne si noe om verdivurdering av brukerinteresser i fremtiden.

De fleste metoder gir best resultat med stor tilgang til et høyt antall datapunkter, gjerne innhentet over en lengre tidsperiode. Dette gjelder især for økonomiske metoder, og for metoder som beregner aktivitetsnivå som tilnærming til nyttevurdering. Jo færre datapunkter innenfor en tidsskala dess mindre egnet er kvantitative metoder, både monetære og ikke monetære metoder. Dybdeintervjuer kan ha en fordel gjennom å bidra til dybdeforståelse for en situasjon, mens fokusgruppediskusjoner med ulike interessegrupper vil kunne dokumentere ulike perspektiver på nytte fra økosystemtjenester. Observasjonsstudier er gjerne mindre robuste ettersom slike studier i større grad gir et bilde på den tiden observasjonen er utført for. For at denne metoden skal være robust må mange observasjoner samles over en lengre tid for å unngå at innsamlet informasjon kun gir et bilde på en punktobservasjon.

Prosessegenskap

Kvalitativ eller kvantitativ prosess

De fleste nyttevurderingsprosesser inkluderer en kombinasjon av kvalitative metoder og kvantitative metoder. Forut for kvantitative, og økonomiske studier finnes ofte et kvalitativt stadium som grunnlag for å avgrense den kvantitative studien. Det er vanlig at en blanding av kvantitative og kvalitative metoder blir benyttet i forbindelse med en konsekvensvurdering av større inngrep, slik som ved utvikling av et vannkraftprosjekt.

Kvalitative metoder er godt egnet når grunnlaget for preferanser, og sammenhenger er sentralt i det som skal undersøkes og formidles.

Kvantitative metoder har en styrke gjennom å kunne dokumentere nivåer av for eksempel en aktivitet, tilstedeværelse, eller markedsinformasjon basert på verifiserbare forhold. Kvantitativ dokumentasjon bør kommunisere ved å benytte sammenlignbare indikatorer.

En indikator er en funksjon som skal kunne gi tydelig signal om en tilstand, eller en endring av en tilstand, og den skal kvantifisere og kommunisere et forhold slik som verdien av brukerinteresser i et vassdrag. Typiske eksempler på brukerinteresser i et vassdrag er fiske, og kraftproduksjon som kan representeres med indikatorer, som f.eks. antall solgte fiskekort eller GWh-produsert. Valget av indikator henger sammen med valget av metode, og dermed hvordan man ønsker at en brukerinteresse skal vurderes. Valg av indikator og valg av metode for beregning av verdier er viktig med hensyn til formål, forankring og kontekst for vassdragsinteressen. Man kan benytte indikatorer som har en monetær verdidimensjon eller indikatorer kan vise frekvens eller intensitet av en aktivitet.

Det har i litteraturen blitt pekt på behovet for å kople økonomiske og kvantitative metoder med drøftende (kvalitative) metoder for å forankre verdivurderingen (Spash og Vatn, 2006; Scholte m.fl., 2015). Scholte m.fl. (2015) argumenterer for at integreringen av monetær verdivurdering, økologisk vurdering og sosiokulturell verdivurdering er viktig også for å se interaksjonene mellom disse.

Etterprøvbar prosess

Etterprøvbarhet innebærer at det skal være mulig å spore resultater fra en nytteevaluering. Altså, resultater skal kunne etterprøves av andre som gjøre den samme analysen. Generelt så vil mange argumentere for at det kun er kvantitative metoder som er etterprøvbare, fordi det er kun kvantitative metoder det er mulig å falsifisere, altså motbevise. En vurdering kun basert på skjønn vil da i liten grad kunne sies å være etterprøvbar ettersom skjønn har grad av subjektivt.

Medvirkning som prosess for nytteevaluering

Medvirkning er et aspekt som særlig skiller mellom metoder for dokumentasjon av nytteevaluering (Chan m.fl., 2012). Dersom det er viktig å få aksept eller støtte fra befolkningen om en beslutning basert på en verdivurdering, så bør deltagelse inkluderes. Verdssettingsprosesser altså spørsmål om hva som verdsettes, og hvordan, bør vurderes opp mot oppfatningen til nyttehavere, det vil si aktørene som verdsetter økosystemtjenester. Miljødirektoratet (2013) påpeker at medvirkning i offentlig planlegging er et grunnleggende demokratisk prinsipp, og det argumenteres for at medvirkning gir et bedre resultat fordi flere sider ved en sak blir belyst og mer informasjon kommer fram. Miljødirektoratet (2013) skriver at, «for å vitalisere deltagelsen er det viktig at kommunen går aktivt ut og innhenter bidrag og meninger fra lag og foreninger». Særlig for lokalt nivå er det viktig med medvirkning i studier om nytteevaluering.

Drøftende metoder og intervjuer er blant metodene som inkluderer medvirkning. For noen metoder kan det være mulig å inkludere medvirkning som et element på tross av at dette ikke i utgangspunktet karakteriserer metodikken. Når medvirkning blir bakt inn i en metode, så definerer vi dette som en kobling av ulike metoder. Et viktig aspekt i forbindelse med deltagelse er å være tydelig på hva det konkret er mulig å medvirke til (versus hva som allerede er bestemt) og tidsrammer og -frister i prosessen. Her kan det være viktig å involvere interessenter i identifikasjonen av hva som er opplevd som goder, og at dette kan være en iterativ prosess (Chan m.fl., 2012; Pandeya m.fl., 2016). Studier viser at respondenter i mange tilfeller har svak tillit til verdivurderingsresultater, og at det kan være lav grad av gjenkjennelse hvis den mangler medvirkningselementer (Busch m.fl., 2012).

Åpen og transparent prosess

I forbindelse med kommunikasjon av resultater fra nytteevalueringer så er åpenhet om hvordan studien er gjennomført viktig. For å sikre tillit til resultatet er det viktig at det er synlig og forståelig hvordan man har kommet frem til et verdivurderingsresultat. Typisk medfører en komplisert matematisk analyse lavere forståelse for hvordan man har kommet frem til resultatet. Det kan også argumenteres for at det er lav transparens i forbindelse med kvalitative metoder dersom utvalget for intervjuer, diskusjoner etc. ikke gjøres kjent, og dersom det er skjev representativitet. Dersom metodens antagelser og avgrensninger presenteres vil dette øke transparens. Også etterprøvbarhet vil øke transparens.

Åpenhet og transparens er et grunnleggende problem for de fleste studier som benytter resultater fra nytteevalueringer utført andre steder. Mange publiserte nytteevalueringstudier kan karakteriseres som «overføringsstudier», dvs. de bruker resultater fra andre studier som grunnlag for nytteevalueringen. Parallellt kan her trekkes fra både studier med en monetær, kvantitativ, og/eller kvalitativ verdidimensjon, men begrepet «overføringsstudier» er vanligvis synonymt med overføring fra økonomiske metoder. Overføringsstudier har begrensninger gjennom antagelsen om at konteksten fra et studieområde til et annet er likt, noe det sjelden er. Ofte er det vanskelig å finne slike analyser utført for tilsvarende situasjoner. Gjærne er både historie, kulturell og sosial kontekst annerledes.

2.3 Oversikt over metodikk for dokumentasjon av nytte

Dagens beslutningstakere møter i økende grad behov for å vurdere nytte av ulike goder i samfunnet og også konsekvenser av tiltak eller inngrep. Nytt kan dokumenteres, monetært (økonomisk), ved å måle interessenters aktivitetsnivå (kvantitativt), og kvalitativt gjennom å registrere slikt som adferdsmønstre, historie og preferanser.

I det følgende beskriver vi 14 metoder, syv økonomiske metoder, tre kvantitative metoder for å måle aktivitetsnivå, og fire metoder for å kvalitativt dokumentere nytte. Hver metode er beskrevet kort og evaluert i henhold til egenskaper beskrevet tidligere i del 2.2. Referanser til eksempel studier hvor metodene er brukt er inkludert.

2.3.1 Dokumentasjon av nytte fra økosystemtjenester via økonomiske metoder

Grunntanken bak alle økonomiske metoder er at individer uttrykker sin preferanse for å ha noe, ved å oppgi noe annet som er verdifullt for dem (penger). For å gjennomføre en økonomisk dokumentasjon av nytte kreves det først kunnskap om konteksten rundt godet som skal nyttevurderes (kvalitativ tilnærming), deretter må godet kvantifiseres i fysiske enheter (kvantitative tilnærming) og til slutt bestemmes en monetær pris på godet (Figur 4).

Generelt er det viktig å benytte økonomiske metoder for å vurdere nytte av goder der godene kan kobles til varer som omsettes eller som kan omsettes i markeder (*markedspriser*). Typiske eksempler i et vassdragsøkosystem kan være salg av fiskekort (grunneier er nyttehaber), salg av turopplevelser (næringsbedrift er nyttehaber), utleie av hytte, båt, kajakk, hotellrom, restaurant, salg av vannkraftproduksjon og skatteinntekter fra vannkraftproduksjon. Økonomiske metoder kan også egne seg i situasjoner der økosystemtjenester forringes eller forsvinner, men også ved fravær av andre typer goder i vassdraget. Herunder kan for eksempel, vassdragsregulering regnes som et gode (ikke økosystemtjeneste) med hensyn til flomdemping (*kostnader for å erstatte tapte tjenester*). *Produksjonsmetoder* benyttes til å estimere nytten av den andelen økosystemtjeneste som bidrar til et produkt i et eksisterende marked (NOU, 2013). Økonomiske (monetære) metoder har også blitt utviklet for å estimere nytte gjennom å legge til grunn «økonomisk» adferd, og eller hensikt – hvor mye de er villig til å betale for å beholde et gode. Denne typen metoder benytter *hypotetiske / konstruerte markeder* og benyttes ofte til å nyttevurdere kulturelle økosystemtjenester slik som turopplevelser og friluftsliv.



Figur 4. Vurdering av ulike verdier.

2.3.1.1 Markedspris for ulike goder

Ved bruk av denne metoden observerer man markedspriser i kommersielle markeder for produkter og tjenester. Sterk forenklet, settes nytten av et gode lik prisen på solgte produkter og representerer en ganske vanlig tilnærming til nyttevurdering i Norge. Et eksempel kan gjengis fra Dagens

Næringsliv: «Norsk fisk verd 69 milliarder kroner», et estimat som ble fremsatt fordi eksportverdien var 69 milliarder kroner (DN, 2015). For netto nyttevurdering så bør en «korrekt» nyttevurdering justere for bidraget fra arbeidskraft og utgifter i forbindelse med salg av produkter, men dette gjøres ikke veldig ofte. Metoden kan brukes for å vurdere kostnader og nytte koblet til økosystemtjenester i regulerte vassdrag for næringer, grunneiere og samfunn på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå. Det er viktig å synliggjøre bidraget til økonomisk velferd lokalt, i tillegg til økonomisk nytte for regionalt og nasjonalt nivå.

En styrke ved denne metoden er at preferanser, altså det som kjøpes kan observeres i et eksisterende marked og at data ofte er lett tilgjengelig fra statistikk. Ulempen er at ikke alle goder kan kjøpes og at markeder er ofte ikke perfekte (det kan for eksempel være subsidier involvert). Det er også et poeng at verdiene som beregnes via markedspris kun reflekterer minstepris, det vil si potensielt lavere nytte enn faktisk nytte siden prisen viser hva folk betaler og ikke hvor mye de kunne ha vært villige til å betale. Ringvirkningsstudier, som også baserer seg på markedspriser, estimerer det økonomiske bidraget fra en aktivitet i form av sysselsettingseffekt eller konsumeffekt. Noen ringvirkningsstudier inkluderer også effekt for lokal tjenesteproduksjon (Fjose m.fl., 2013). Denne metoden vurderer effekter av inntekter (markedspris) for samfunnet lokalt, og bør vurderes for å dokumentere total nytte av *kraftselskap og for andre vassdragsbaserte bedrifter*.

Eksempel på bruk av metoden:

Fjose m.fl. (2013) har utført en ringvirkningsanalyse fra SiraKvina som dokumenterer inntekter fra skatt og konsesjonskraft for kommunene som er medeiere i selskapet. Analysen viser til at virksomheten (kraftnæringen) bidrar til sysselsetting lokalt. Markedsprismetoden ligger til grunn som en del av denne analysen. Forfatterne viser til at konsesjonskraften medfører at vertskommunene kan kjøpe kraften til redusert pris, og få lavere kostnader eller selge den videre og få økte inntekter, mens konsesjonsavgiften sikrer finansiering av kommunenes næringsfond. Analysen inkluderer videre innbetalt skatt på vegne av ansatte i SiraKvina, og *sysselsettingseffekt*, samt konsumeffekten av sysselsatte. Analysen viser at inntekter fra Sira-Kvina kraftselskap bidrar til bedre kvalitet på og økt omfang av barnehageplasser, skoleplasser, sykehjem, kulturelle tjenester for befolkningen m.m.

Dervo (2014) beregner nytten av fiske basert på en spørreundersøkelse og omsetning av fiskekort, samt fiskernes totale omsetning av varer og tjenester i to fiskekortområder i Sel for 2012 og 2013.

Flere studier har utført ringvirkningsanalyser av reiseliv koblet til jakt og fiske. Et eksempel er Sand m.fl., (2015) som har skrevet en ringvirkningsanalyse av jakt og fiske i Lierne der de estimerer nytte av jakt og fiske for netto inntekt før skatt, og samt effekt for antall sysselsatte og folketall. Et annet eksempel er studien til Dervo og Museth (2013) om ringvirkninger av elvesport aktivitet i Ottaelva.

I flere vassdrag har laks og fiskeressurser blitt borte eller er tilstede med en svært redusert bestand grunnet forsurening, kraftproduksjon eller andre årsaker. For slike områder er mulighetsstudier, dvs. ringvirkningsstudier som vil si noen om en framtidig eller endret situasjon, relevant. Elsrud m.fl., (2012) har skrevet en mulighetsstudie med fokus på laks og næringsutvikling for Kragerøvassdraget. Rapporten estimerer årlig lokal omsetning i tilknytning til laksefiske i vassdraget, muligheter for nyetablering og sikring av eksisterende lokale arbeidsplasser, samt potensialet for å sikre næringsgrunnlaget på eksisterende gårdsbruk (Elsrud m.fl., 2012). Mulighetsstudien er basert på forutsetningen om tilbakeført laks i vassdraget (Forseth m.fl., 2006).

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden har ingen romlig begrensning, men den kan undervurdere opplevd nytte for små forhold, eller områder med lav befolkningstetthet. For områder med lav befolkningstetthet så bør metoden

suppleres med andre kvalitative metoder ettersom nyttevurderinger kan gi lave estimater sammenlignet med opplevd nytte.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Fullstendig gjennomført krever metoden tidsserier (pris, mengde, kvalitet av produkt/tjenesten som blir handlet, produksjonskostnader av produktet, etc.) for å estimere konsumentenes og produsentenes merverdi og etterspørselsfunksjoner. Oversikt over økonomiske kostnader eller inntekter for individer eller samfunn går gjerne over flere år, men dette kan også gjennomføres for kun ett år (Farstad og Dybedal 2008). Det er en omfattende forenkling å kun bruke priser på solgte goder og tjenester. Omsetningstall regnskapstall og skatteinntekter er relevante og mulige å få gjennom Brønnøysund registeret.

Etterprøvbarhet:

Metoden skårer høyt på etterprøvbarhet grunnet høy transparens og kvantitative dokumenterte inngangsdata.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Metoden innebærer ingen deltakelse. Det god transparens dersom variablene som inngår i utregning av resultater gjøres kjent i rapporten. Metoden vil generelt være lett å forstå og dermed også resultatene.

Relevant litteratur:

- Nettpublikasjon: Ecosystemevaluation.org presenterer markesprismetoden http://www.ecosystemvaluation.org/market_price.htm#appo
- Veiledning om netto ringvirkninger i Håndbok V712 (Bruvoll m.fl., 2017).
- Nærmere om rammevilkårene for kraftproduksjon i Norge, Sverige, Finland og Danmark (OED, 2001).

2.3.1.2 Kostnadsbasert prissetting

Kostnadsbaserte tilnærminger er basert på perspektivet om at kostnadene et samfunn eller individer bærer dersom et gode fra en økosystemtjeneste blir borte eller reduseres er proporsjonal med verdien til dette godet. Kostnadsbaserte tilnærminger har blitt brukt eksempelvis for å: (i) å gjenskape en naturlig tilstand, (ii) erstatte et tap enten på samme sted eller på et annet sted, (iii) å kompensere tap. En svakhet ved tilnærmingen er at det ofte ikke finnes likeverdig erstatning for tapte goder, for eksempel, oppdrettslaks vil aldri være en full erstatning for villaks), videre vil tilnærmingen kun gi meningsfulle resultater hvis det er sikkert at befolkningen ønsker en erstatning av tapte nytte.

Denne metoden er også egnet til å estimere nytten av et regulert vassdrag i forbindelse med flomdemping.

Tre underkategorier av metoden kan identifiseres, (i) **Avvergende skadekostnader**, (ii) **Erstatningskostnader**, (iii) **Kostnader ved forebyggende tiltak**

Nedenfor presenterer vi eksempler for hver av de tre underkategoriene av metoder:

(i) **Avvergede skadekostnader:** Metoden er basert på tilnærmingen om at summen av kostnader for et iverksatt (miljø)tiltak er lik nytten av godet som skal nyttevurderes. Et typisk eksempel er å taksere verdien av å forhindre flom ved å summere skadekostnader uten flomhindrende tiltak Barton og Dervo (2009). De flom- eller stormskader som vil oppstå på bygninger, infrastruktur, osv. dersom

økosystemet ikke er tilstede / eller vassdraget ikke er regulert, gjenspeiler verdien av økosystemet / verdien reguleringen har for flomdemping. Å estimere skader er vanskelig og innebærer ofte store usikkerheter (Barton og Lindhjem, 2013).

(ii) Erstatningskostnader: Metoden kan være egnet til å vurdere nytte av et gode gjennom å estimere kostnaden av et alternativ gode, altså hva det vil koste å erstatte tapte verdier. Et relevant eksempel er analysen til Rasmussen og Wahlquist (2014) som vurderer kostnaden for alternative energikilder i Norge. Analysen estimerer nytten til kraftproduksjon gjennom å vurdere investeringskostnader som forbrukerne vil få for å velge alternative energikilder, og tilsvarende for staten for å sikre opprettholdelse av samme nasjonale nivå av kraftproduksjon (Rasmussen m.fl., 2014). Eksemplet egner seg best i forbindelse med en vurdering av store kraftproduksjonsendringer, ettersom det for små endringer knapt vil merkes av forbrukere. På samfunnsnivå kan erstatningskostnadsmetoden være relevant i forbindelse med å vurdere nytten av kraftforsyningsikkerhet. For kraftkrevende industri og sårbare områder er det et samfunnsikkerhetsaspekt å ha forsyningsikkerhet. Det er viktig for metodens egnethet at erstatningskostnader ved bortfall av et gode referer til samfunnsaktører eller nyttehavere innenfor samme geografiske område som de som tidligere hadde nytte av godet. Dette kan være en utfordring ettersom vi i dag er en del av et skandinavisk kraftmarked (Norpool).

(iii) Kostnader ved forebyggende tiltak: Metoden tar utgangspunkt i at utgifter for forebyggende tiltak for å forhindre skade på økosystemer gjenspeiler verdien av disse systemene. Ofte er utgifter for forebyggende tiltak offentlige utgifter. Metoden refereres til i Vista Analyses rapport om verdsetting av norsk kraft i klima og miljøperspektiv (Rasmussen m.fl., 2014).

Man antar at i demokratiske systemer så vil en beslutning om hva statlige penger skal brukes til å reflektere befolkningens preferanser. Dermed gjenspeiler også offentlige utgifter denne verdien. Implementering av vanddirektivet krever at alle vassdrag skal få god økologisk status. Nyttens eller verdien av «god økologisk status» kan estimeres ved bruk av offentlige utgifter. Metodens svakhet ligger i antagelsen at kostnader for å produsere nytten er likt selve nytten som skal estimeres.

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden er best egnet for lokale opp til regionale problemstillinger, men anvendelse på nasjonale problemer (f.eks. klimaendring) er også mulig.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

«Avvergende skadestansmetoden» krever kunnskap om i hvilken grad tiltak eller økosystemer kan forhindre at en skade oppstår. «Erstatningskostnadsmetoden» krever kostnadsdata for å kvantifisere hvordan de tapte verdier kan erstattes. I forbindelse med «kostnader ved forebyggende tiltak», kan kostnadsdata hentes inn fra lignende prosjekter. Dersom forebyggende tiltak allerede er gjennomført i tilsvarende områder er det i utgangspunktet enkelt å få tak i data. Om slike data ikke eksisterer krever metoden relativt stort bruk av antagelser og er krevende å utføre.

Etterprøvnbarhet:

Graden av etterprøvnbarhet vil variere avhengig av hvilke antagelser som er gjort. Dersom alle antagelser er redegjort for øker etterprøvnbarheten.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Det er ingen deltakelse fra sivilsamfunn i metodeutforming, men deltagelse fra eksperter kan være relevant for å få tilgang til kostnadsdata. Dersom data om tiltakskostnader ikke offentliggjøres så har metoden lav transparens.

Relevant litteratur:

- Rapport: Verdsetting av norsk vannkraft i et klima- og miljøperspektiv (Rasmussen m.fl., 2014).
- Nettbasert publikasjon: Ecosystemevaluation.org presenterer markedsprismetoden http://www.ecosystemvaluation.org/cost_avoided.htm

2.3.1.3 Reisekostnadsmetoden

Antall besøk, reisekostnader, og tidsbruk er i denne typen metoder et mål på nytten av opplevd rekreasjon og friluftsliv på en gitt destinasjon. Reisekostnader i denne sammenhengen inkluderer både direkte kostnader forbundet med selve reisen, andre utgifter ved reisen slik som for overnatting og «kostnader» med hensyn til reisetid. Noen studier inkluderer også «timepris» på tiden brukt på stedet. Tiden folk oppholder seg på et sted oversettes i kroner gjennom å sette en timepris på tiden brukt. Metoden baserer seg på et sett av strenge forutsetninger som at individene har identiske preferanser. Fordelen med metoden er at den baserer seg på faktisk adferd som har sammenheng med miljøgodet som vi vil måle nytten av. Metoden gir for øvrig kun et anslag for bruksverdien av miljøgodet (Navrud, 2003).

Eksempel på bruk av metoden:

Navrud (2003) benytter transportkostnadsmetoden i en studie der han estimerer nytteeffekter av nyetablerte eller økte fiskebestander etter kalking, for økt rekreasjon av fritidsfiske. Individens transportkostnader, inklusive tidskostnader ble brukt som et mål på «prisen» folk er villige til å betale for å besøke rekreasjonsområdet og besøkshyppigheten som et mål for mengden de kjøper. Navrud (2003) skriver at gjennom intervjuer av et utvalg av fiskere anslås transportkostnader, inkludert tidskostnader til innsjøen, antall fisketurer, og varighet for hver tur. Transportkostnadsmetoden er også benyttet til å estimere rekreasjonsverdien for fotturer i skog per dag. Vi kjenner ikke til slike primærstudier i Norge, men Magnusson m.fl. (2016) estimerer verdien av tur / dag ved bruk nytteoverføringsteknikk.

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden er mindre egnet til å estimere nytteverdi for folk lokalt. Navrud (2003) påpeker i sin studie at transportkostnadsmetoden til å estimere nytteverdi for folk i nærområdet vil medføre feilestimering, og «i beste fall gi et nedre estimat for rekreasjonsverdi».

Metoden egner seg best for å vurdere nytten av berømte/velkjente reisedestinasjoner, som tiltrekker seg mye reisende i tillegg til lokalbefolkningen.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Data er økonomiske kostnader i form av reiseutgifter og reisetid, og sosiale data i form av antall besøk. Dersom statistikk over turisme på stedet finnes kan dette benyttes (SSB, og lokal turistnæring kan ha data). Dersom data ikke er tilgjengelig må spørreundersøkelse gjennomføres. Det er nødvendig å vite antallet reisende, utgangspunkt for reisen og med hvilket transportmiddel reisen er foretatt, reisetidsbruk, hvor ofte reisen gjennomføres, og også tidsbruk på destinasjonen. Metoden er datakrevende (Navrud, 2003). Dersom tilreisende registrerer seg på den ene eller andre måten (for eksempel ved parkering) ved ankomst til destinasjonsstedet, så er data lettere tilgjengelig enn dersom det ikke er noen form for registrering og kartlegging må gjennomføres.

Etterprøvnbarhet:

Etterprøvnbarheten bestemmes av i hvilken grad studien har klart å registrere antall besøkende til området som skal nyttevurderes med metoden. Dersom besøkende må registrere seg for å kunne

besøke området øker etterprøvbareheten. Det innebærer ofte usikkerhet koblet til hva som faktisk er folks reisekostnader. Med god metodebeskrivelse øker etterprøvbareheten.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Det er i utgangspunktet ikke deltagelse i metodens utforming. Ettersom metodens utforming er relativt lett å forstå er det det god transparens dersom rammen for metoden offentliggjøres.

Relevant litteratur:

- Nettbasert publikasjon: Ecosystemevaluation.org presenterer reisekostnadsmetoden http://www.ecosystemvaluation.org/travel_costs.htm

2.3.1.4 Produksjonsfunksjonsmetoden

Produksjonsfunksjonsmetoden kan brukes til å vurdere nytte av bidraget fra økosystemer til produksjon av goder som omsettes i et marked. Et godt eksempel er tilstedeværelsen av egnede gytehabitater for forekomst av fisk i elv. Noen fiskearter er svært avhengig av tilgjengeligheten av egnede gyteområder. Dersom det skjer en endring i kvalitet eller kvantitet i vassdragslokalitetene, kan dette påvirke fiskebestanden, som igjen kan redusere fangsten eller «produksjonen» i kommersielt fiske. I henhold til denne metoden er nytten av en gytelokalitet proporsjonal med effekten på endringer i verdien av voksen fisk. Hvis det foreligger informasjon om disse sammenhengene, er det mulig å bruke produksjonsfunksjonsmetoden til å sette en økonomisk verdi på habitatendringen.

Studier har fokusert på modellering av økologiske produksjonsfunksjoner til å bestemme hvordan bidraget av økosystemtjenester avhenger av lokale økologiske karakteristikk (Nelson m.fl., 2009; Bustos m.fl., 2017). Et velkjent eksempel er naturtypen, «gytehabitater», som har *indirekte nytte* for oss mennesker gjennom dets innvirkning på mulighet for å fiske. Elvas bunnforhold, med hensyn til mengden og størrelse på småstein og grus er viktig for at fisken skal gyte.

Eksempel for bruk av metoden:

Bustos m.fl. (2017) bruker produksjonsfunksjonsmetoden i den regulerte Mandalselva til å beregne endring i laksepopulasjonen gitt forskjellige tiltak som vannslipp og fysiske habitatendringer. I studien inkluderer Bustos m.fl. parameteren habitattiltak, som omfattet fjerning av terskler, og tilførsel av gytegrus. Totalt åtte scenarier definert ved ulike strategier av produksjonsdrift og habitattiltak ble definert. Formålet med studiet var å finne kombinasjoner av vannføringsregimer og habitattiltak som ville øke produksjon av laksesmolt, og opprettholde høy kraftproduksjon. Studien benytter økt smoltproduksjon til å vurdere nytte for rekreasjonsfiske.

Et annet eksempel er den marine studien til Waycott m.fl. (2009) som beregner at verdens ålegrasenger har en verdi lik 1,9 trillioner dollar gjennom resirkulering av næringsalter.

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden har vært utført for økosystemnivå (Waycott m.fl., 2009). Bustos m.fl. (2017) benytter metoden på elvestrekningsnivå.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Metoden krever god kunnskap om produksjonssammenheng i naturen og målinger av relevante parametere i de berørte økosystemer. Det er behov for stort datatilfang. Metoden krever historiske data som input.

Etterprøvnbarhet:

Metoden har to trinn, først legges naturforhold til grunn for å estimere produksjon av et naturgode, dernest benyttes enten markedsprismetoden, eller betalingsvillighet til å koble pris til dette godet. Etterprøvnbarheten bestemmes av graden av antagelser som ligger til grunn for resultater.

Åpenhet, transparens, deltagelse:

Sammenhenger gjerne er komplekse og ikke alle forhold vil være kjent. Det er i utgangspunktet ingen deltagelse i metodens utforming. Dette er dog en viktig metode for å koble endringer i naturforhold til produksjon av et naturgode. Transparens vil øke dersom antagelser og sammenhenger som er lagt til grunn er presentert.

Relevant litteratur:

- Nettbasert publikasjon: Ecosystemvaluation.org presenterer, Produksjonsfunksjonsmetoden. <http://www.ecosystemvaluation.org/productivity.htm>

2.3.1.5 Eiendomsprismetoden

Metoden legger til grunn at verdien av en bolig gjenspeiler verdien av boligens beliggenhet og omgivelse som f.eks. nærhet til grønnstrukturer eller økosystemer. Boligens, eller hyttas verdi gjenspeiler preferanse for eksempel, vassdragsnatur. Med nok data kan det utregnes hvilken andel av boligprisen «omgivelsen» som f. eks. økosystemer i nærheten utgjør. For bynære vassdrag og muligens for noen hyttefelt kan denne metoden ha relevans. For områder med spredt bebyggelse er den mindre meningsfull. Metoden krever mye data om priser på eiendommer, boligens kvaliteter og data som beskriver «omgivelsen» eller økosystemer i nærheten. Styrken til metoden er at den bruker verdier basert på aktuelle valg som folk tar – men folk må være bevisst på sammenheng mellom naturlige egenskaper i nærheten av boligen og nytten de får ut av dem.

Eksempel for bruk av metoden:

Det er få studier som har benyttet denne metoden til å vurdere nytte i forbindelse med regulerte vassdrag. Eiendomsprismetoden kan egne seg til i forbindelse med endret pris på hyttetomter i nærheten til regulerte vassdrag som følge av en regulering eller økt minstevanntføring, men vi har ikke funnet eksempler på slik studier. I Oslo har Traaholt (2014) sett på sammenheng mellom tilgjengelighet til grønn-struktur og leilighetspriser.

Romlig skala for bruk av metoden:

Bruk av metoden har ikke noen romlig begrensning. Ved bruk av metoden på lokalt eller regionalt nivå, kreves det en stor nok tetthet av eiendommer for å ha nok data, og tilgjengelige data om salg av eiendommer innenfor et tidsrom.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Metoden krever data om pris på boligsalg og om andre boligkvaliteter enn økosystemer i nærheten. Det kan observeres endringer i pris over en tidsperiode der endringer i pris kan kobles til endringer i landskap. Det er også mulig å sammenligne prisnivå på boliger for forskjellige områder med likt landskap, og relatere forskjell til landskapskvaliteter. For å få robuste resultater krever mengden store mengder data.

Etterprøvnbarhet:

Metoden benytter offentlige tilgjengelig salgspris og er derfor etterprøvnbar.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Middels transparens, det avhenger noe av hvordan resultater og datatilgang blir kommunisert. Det er ingen deltagelse i metodens utforming.

Relevant litteratur:

- Nettbasert publikasjon: Ecosystemvaluation.org presenterer Eiendomsprismetoden http://www.ecosystemvaluation.org/hedonic_pricing.htm

2.3.1.6 Betalingsvillighetsundersøkelse og valgmodelltekniker som inkluderer betalingsvillighet

Ved gjennomføring av betalingsvillighetsundersøkelser spør man et utvalg av berørt befolkning om å oppgi betalingsvillighet for tiltak, som bidrar til økt nytte, eller også betalingsvillighet for å forhindre tiltak som fører til redusert nytte (sammenlignet med nåværende situasjon) i en hypotetisk situasjon. Gjennomsnittlig betalingsvillighet for utvalget multipliseres med antall berørte. Slike undersøkelser fungerer best når det stilles spørsmål om reelle tiltaksforslag og den presenterte betalingsmåten er reell. Det kan være vanskelig å beskrive endringen som folk skal oppgi sin betalingsvillighet for- som er både teoretisk og teknisk korrekt, og samtidig forståelig og realistisk (Navrud, 2003). Formålet, altså hva metoden skal besvare, er viktig for å bestemme og synliggjøre betalingsvillighet. Metoden blir brukt til å estimere nytte av ikke-bruks-, eksistens-, opsjons-, og bevaringsverdi. Metoden er ressurskrevende, fordi den krever forberedelse og gjennomføring av en spørreundersøkelse samt statistisk analyse av data.

Valgmodell-teknikker:

Valgmodell-teknikker kan utføres både ved å inkludere betalingsvillighet som en del av analysen (se også del 2.3.2.2 for ikke-monetære valgmodell-teknikker). Valgmodellteknikkmetoden undersøker preferanser for ulike forhold ved å spørre om hva som er foretrukket gjennom å avdekke forskjeller i folks betalingsvillighet. Metoden krever et utvalg deltakere som skal sammenligne valg parvis. Metoden er best egnet for et begrenset antall valgmuligheter og valgalternativer må være realistiske. Å sammenligne valg parvis gjør vurdering av preferanser enklere. God design av spørreundersøkelse er nødvendig for gode resultater.

Eksempel for bruk av metoden:

Betalingsvillighetsstudier blir gjerne brukt når rekreasjonsverdien av fiske skal estimeres. Her er studien til Navrud og Bergland (Navrud og Bergland, 2016, som sitert i Magnussen m.fl., 2016) et viktig eksempel siden studien også gjentar en eldre undersøkelse av betalingsvillighet fra samme området. I studien fra 2016 får fiskere i Vikedalselva spørsmål om betalingsvillighet for å unngå at fisket i elva skal måtte stenges for fiskere (Navrud og Bergland 2016, som sitert i Magnussen m.fl., 2016). I følge Magnussen m.fl. (2016) presenterer Navrud og Bergland (under vurdering, 2016) en stor endring i betalingsvillighet (inkludert ivaretagelse av oppjustert av konsumprisindeks) fra første undersøkelse i 1983 til neste undersøkelse i 2015. Det påpekes at forskjellen i betalingsvillighet kan være forårsaket av en rekke ulike endringer i området siden 1989, slike som endringer i kvalitet på fisket, størrelsen på fisk, økt realinntekt. Eksemplet illustrerer at gamle verdsettingsstudier ikke ivaretar dagens verdier på en god nok måte, på tross av oppjustering av konsumprisindeks. Betalingsvillighetsstudier finnes for andre typer aktiviteter også. Sundt og Rehdanz (2015) undersøker betalingsvillighet for å grønn elektrisitet i USA.

Toivonen m.fl. (2004) utførte en betalingsvillighetsstudie i de nordiske landene i 1999 og i 2000 og presenterer forskjeller mellom de nordiske landene. I studiet konkluderer Toivonen m.fl. (2004)

betalingsvillighetsstudiet ikke er egnet dersom utvalget for spørreundersøkelsen omfatter «ikke fiskere».

Sælen og Ericson (2013) benyttet *valgmodell teknikk* til å vurdere verdien av endrede skimuligheter i Oslo og kobler mot konsekvenser av klimaendringer. I studien undersøker Sælen og Ericson (2012) folks betalingsvillighet for, (i) tur når det er gode skimuligheter (gode snøforhold), (ii) ikke snø og (iii) våt snø.

Romlig skala for bruk av metoden:

Utvalgets representativitet er viktig for at resultater skal reflektere undersøkelsesområdet. Ønsker man å benytte metoden på stor skala slik som nasjonalt nivå, blir det fort et stort datasett, men teoretisk er ikke romlig skala en begrensning for bruk av metoden. Metoden er stort sett benyttet på lokal eller regional skala.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Magnussen m.fl. (2016) argumenterer for at det kan være et problem at mange originale betalingsvillighetsstudier som benyttes for verdsetting av rekreasjonsverdi av fritidsfiske er for gamle. Robusthet og etterprøvnbarhet av metoden er svært avhengig av antall deltagerne i undersøkelsen. Med kun få individer er den verken robust eller etterprøvnbar. Ulempen er at folk er ikke vant å plassere monetære verdi på miljøgoder. Metoden er også krevende i utføringen – god design av spørreundersøkelse er nødvendig.

Etterprøvnbarhet:

Dersom utvalget er representativt så skal i utgangspunktet metoden være etterprøvnbar uten at deltakernes identitet er kjent. Det er viktig å formidle utvalg for spørreundersøkelsen og kriterier for utvalget.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Det er ikke deltagelse i metodens utforming. Men det er eksempler på at deltagelse er inkludert gjennom å kombinere betalingsvillighetsmetodikk med drøftende metoder (Lo og Spash, 2013). Når det gjelder valgmodellteknikker så må et utvalg gjennomføre «eksperimentet». Resultatet er dermed bestemt av utvalget. Relativ lav transparens, da det krever forståelse for hvordan valgmodellen er satt opp for å forstå resultatet.

Relevant litteratur:

- Ecosystem valuation.org presenterer betalingsvillighetsmetoden http://www.ecosystemvaluation.org/contingent_valuation.htm
- Økonomisk verdsetting av ikke-markedsgoder i transport, Behovet for nye verdsettingsstudier og drøfting av metoder (Elvik m.fl., 2006).

2.3.1.7 Overføring nytteverdier (Benefit transfer)

Det er mulig å benytte resultater fra allerede gjennomførte nyttevurderingsstudier til å estimere nytte på et «nytt» studiested. Her refereres det til overføringsteknikker (benefit transfer). Tre hovedtyper av overføringsteknikker finnes: (i) enhetsoverføringer, (ii) betalingsvillighetsfunksjoner og (iii) meta-analyser (Navrud og Ready, 2007). Metoden er vanlig siden verdioverføring er mye billigere og raskere enn å utføre nye verdsettingsstudier, og siden det ofte er lav tilgang til data fra primærundersøkelser. Overføring av verdier fra andre steder og situasjoner innebærer alltid usikkerhet, men jo likere de to studieområdene er og nyere den overføringsstudien er dess større relevans vil en studie fra et annet sted ha. Forskjeller mellom studieområdene gjelder både

forskjeller i kvaliteten og kvantiteten av godet, men også at inntekt, utdanning, og holdninger kan variere veldig fra sted til sted. Slike forskjeller kan delvis kompenseres ved bruk av betalingsvillighetsfunksjoner som tar hensyn til slike forskjeller, eller ved bruk av meta-analyser, som kombinerer resultater fra flere overføringsstudier.

Eksempel for bruk av metoden:

Voss Naturvernlag (2017) benytter i sin verdsetting av naturgoder i Vossovassdraget nytteoverføring fra Miljøkostnadsprosjektet (Navrud, 2003). Miljøkostnadsprosjektet vurderte betalingsvilligheten til huseiere og hytteeiere i Voss og Vaksdal kommuner i mai 2002 for å unngå miljøvirkningene av utbygging ved den planlagte Rasdalselva/Geitåni-utbyggingen (Navrud, 2003). I forbindelse med Voss Naturvernlags verdsettingsstudie ble det vurdert at ettersom studiestedet fra 2002 er tilnærmet det samme som studiestedet til Voss Naturvernlag (2017) så var dette egnet som grunnlag for nytteoverføring. Teorien tilsier at forskjeller i slikt som kultur, befolkningsantall, næringsutvikling m.m. påvirker folks betalingsvillighet. Det ble tatt høyde for forskjeller i prisnivå og inntekt mellom de 13 årene, men Voss Naturvernlag (2017) hevder at slike forhold er tilnærmet like mellom de to tidspunktene. Voss Naturvernlag benytter som grunnlag i sin rapport også «kostnadsoverføring» fra en studie utført i forbindelse med utbyggingen av Øvre Otta (Navrud, 2001). Her blir miljøkostnaden tidskorrigert.

Et annet eksempel for verdioverføring, er studien til Vista Analyse (2016) som estimerer ikke-prissatte konsekvenser av etablering av jernbane fra Grenland i Telemark til vestre del av Aust-Agder. Arbeidet vurderer påvirkning på henholdsvis jordbruksareal, rekreasjon, estetiske tjenester, natur- og kulturarv og stedlig identitet.

Romlig skala for bruk av metoden:

I prinsippet har metoden ingen skala begrensning. Skala-begrensingen til være den samme som der studien kommer fra.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Metoden har økende robusthet dersom følgende forhold er tilstede: godet i originalstudien har samme egenskaper som på det nye verdsettingsområdet, og berørt befolkning i originalområdet er lik som i det nye verdsettingsområdet. Dersom kjennskap til dette er lav, eller faktorer avviker så vil robustheten også være lav. I tillegg er det de samme usikkerheter som gjelder som for metodikken brukt i originalstudien.

Etterprøvbart:

Nyttevurderingsresultatet er etterprøvbart, dersom overføringsteknikken er beskrevet.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

I utgangspunktet ingen deltakelse. Lav transparens ettersom det er overføring fra annet studieområdet. Noen gjennomførte studier har koblet «overføring av nytteverdi-studier (benefit transferstudier)» med drøftende metoder for å øke forankringen av resultater (Lo m.fl., 2013; Kenter m.fl., 2016).

Relevant litteratur:

- Nettpublikasjon: Ecosystemvaluation.org presentere nytteoverføringsmetoden på nettstedet: http://www.ecosystemvaluation.org/benefit_transfer.htm
- Bok: Environmental Value Transfer: Issues and Methods (Navrud og Ready, 2007).

- Bok: Benefit transfer of environmental and resource values, A guide for researchers and practitioners (Johnston m.fl., 2015).

2.3.2 Dokumentasjon av nytte fra økosystemtjenester via andre ikke-økonomiske kvantitative metoder

Folk har gjerne sterke følelser og verdier knyttet til mange ting som ikke er solgt i markeder, slike kognitive opplevelser er det vanskelig å kvantifisere monetært (Chan m.fl., 2012). Kartlegging av folks behov for økosystemtjenester kan skje gjennom å dokumentere faktiske aktiviteter og aktivitetsnivå i nærmiljø. Dersom vi kan skille ut tilreisende kan også regionale, eventuelt også nasjonal, nytte estimeres på denne måten. Det er en relativ bruks- eller aktivitetsfrekvens som vil informere om relativ nytte for et gode i en samfunnskontekst. Slik informasjon kan genereres fra statistikk, modellering og intervjuer.

Det er vanlig at et kvantitativt element kommer forut for mange økonomiske nytteverdier. Alle metodene som følger kan i prinsippet benyttes i sammenheng med økonomisk nytteverdier. Navrud (2003) er et eksempel der han intervjuer fiskere som grunnlag for nytteverdier av fiske i Vikedalselva. Det kan også hevdes at for eksempel aktivitetsfrekvens er i seg selv et tilstrekkelig mål på nytte.

2.3.2.1 Kvantitative intervjuer til å dokumentere aktivitetsnivå og bruksfrekvens

Kvantitative intervjuer refererer til bruk av spørreskjema der alle spørsmål er bestemt i forkant, også svaralternativene. Slike spørreundersøkelser kan utføres gjennom personlig møte, gjennom online spørreskjema, gjennom telefonintervju, eller gjennom brev i posten som skal returneres med svar. Spørsmålene må være helt entydige, alle informanter må med en gang forstå spørsmålene på samme måte. For å identifisere respondentene er det vanlig med en stratifisert tilfeldig utvelgesstrategi. Altså, relevante interessentgrupper identifiseres og at det så innenfor disse velges tilfeldig hvem som mottar spørreundersøkelsen. Så mange som mulig innenfor et definert undersøkelsesområde bør inkluderes i undersøkelsen. Siden svarene refererer til samme spørsmål kan statistikk utregnes og vi får informasjon om utbredelsen av et fenomen innenfor undersøkelsesområdet. Relevante spørsmål avdekker hvilke vannbruksinteresser som er viktige, hvilke vannbruksinteresser som utøves, hvem som utøver og når, og hva som er viktig for trivsel på samfunnsnivå. Spørreundersøkelser er egnet til å gi informasjon om på koblinger mot naturforhold, landskapsforhold og påvirkninger mot en brukerinteresse, og dermed synergier, motsetninger, eller nøytrale forhold mellom brukerinteresser, og til å gi informasjon om bruksintensitet. Spørreundersøkelser for å få innsikt i folks holdninger, og brukerinteresser har vært utført i lang tid i forbindelse med å avdekke relasjoner til landskap (Lindhjem m.fl., 2015). Metoden egner seg også til å vurdere folks forhold til risiko, slik som holdninger i forbindelse med flom. Spørsmålene som stilles setter rammen for hvilke brukerinteresser som avdekkes. I tilknytning til spesielt økonomiske verdsettelsesstudier kan det være relevant å stille demografiske spørsmål for å samle informasjon om respondenters bakgrunn, alder og inntektsnivå.

En svakhet ved metoden er at respondenten kan velge å gi et strategisk svar, dvs. at de avgir et svar som de mener er til fordel for seg selv eller som de vet er akseptable innenfor den sosiale gruppen de ønsker å identifisere seg med. Spørreundersøkelser vil heller ikke bidra til å forklare et fenomen, og det kan være vanskelig å fange opp sosiale prosesser. Det er mulig å få en innsikt i utbredelse av et fenomen uten altfor store ressurskrav.

Eksempel på bruk av metoden:

I forbindelse med Nasjonal handlingsplan for statlig sikring og tilrettelegging av friluftslivsområder (Miljøverndepartementet, 2013) ble det bestemt at alle kommuner skal kartlegge og verdsette friluftslivsområder i kommunen. Noen kommuner har benyttet spørreundersøkelse som metode for å kartlegge friluftslivsområder. Vinje kommune gjorde en kartlegging og verdsetting av vinterfriluftsområder i kommunen. I dette arbeidet var, *bruksfrekvens* et viktig kriterium for verdsetting av friluftslivsområder i kommunen (Vinje kommune, 2016). I arbeidet ble veiviseren i kommunal forvaltning fra «kommune.no benyttet (<http://www.miljokommune.no/Temaoversikt/Friluftsliv/Friluftslivsomrader/Kartlegge-og-verdsette-friluftslivsomrader-/>).

Vistad m.fl. (2009) benytter en nasjonal internettbasert spørreskjemaundersøkelse til å belyse høstingsaktiviteter og opplevelsesaktiviteter i vassdrag. Spørreundersøkelsen ble sent til friluftslivsutøvere/-interesserte som ble nådd gjennom hjemmesida til seks nasjonale friluftslivsorganisasjoner.

Zorrilla-Miras m.fl. (2014) benytter spørreundersøkelse som metode for å vurdere endringer i økosystemtjenester i tilknytning til arealbruksendringer i et våtmarksområde i Spania. De sammenligner ekspert vurderinger med lokal befolkning og turistenes preferanser.

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden kan benyttes for enhver romlig skala, gitt at denne er entydig definert i spørreundersøkelsen. Krav til representativitet medfører at stor skala innebærer et veldig stort datamateriale. Kravet til representativitet blir ofte ikke overholdt for stor skala, og dermed blir metoden mindre robust. Metoden vil gi mest presise svar for lokal skala, grunnet antagelsen om at informanten har god kjennskap til området. Dersom brukergruppen har god kjennskap til en brukerinteresse på regional, eller nasjonal skala så kan metoden også være egnet her.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Flervalgsspørsmål der informanter velger ett eller flere alternativer fra en liste over svar representerer en typisk spørreundersøkelse. Denne type spørsmål muliggjør innsamling av en stor datamengde som kan bli analysert kvantitativt. Deskriptiv statistikk benyttes til å oppsummere svar og spredning av svar, altså hvilke svar som blir vektlagt i utvalget. En Likert-skala brukes ofte til å måle meninger og holdninger. For fritekstsvare kategoriseres svarene i etterkant (samme som kvalitative intervjuer).

Metoden vil være best egnet for nåtid, eller innenfor en kort tidsskala. Innsikten om bruk og holdninger i fremtiden vil være forbundet med stor usikkerhet. Når det gjelder historiske forhold, så kan en spørreundersøkelse gi interessante funn om tidligere vannbruksinteresser og aktiviteter. Metoden er lite robust dersom kun få individer har deltatt i undersøkelsen i forhold til størrelsen på undersøkelsesområdet.

Etterprøvnbarhet:

Dersom utvalget er representativt så skal i utgangspunktet metoden være etterprøvnbar uten at deltakernes identitet er kjent. Det er viktig å formidle utvalg for spørreundersøkelsen og kriterier for utvalget.

Åpenhet, transparens, deltagelse:

Metoden har stor åpenhet og transparens. Den er lett å kommunisere gitt at spørsmålene som ble stilt vises.

Relevant litteratur:

- Bok: Hvordan gjennomføre undersøkelser? Innføring i samfunnsvitenskapelig metode (Jakobsen, 2015)

2.3.2.2 Ikke-monetære valgmodell teknikker / valgekspesimenter

Modellteknikkmetoden benyttes til å dokumentere nytte gjennom å be et utvalg vise preferanse for eksempelvis, økosystemtjenester, goder, eller også alternative fremtidige scenarier. Hvert alternativ må være tydelig beskrevet. Metoden krever et utvalg deltakere som skal sammenligne valg parvis. Metoden er best egnet for et begrenset antall valgmuligheter og valgalternativer må være realistiske. Statistikk brukes til å analysere hva som er dominerende preferanser og også til å bestemme hvilke karakteristikk som kobles til folks preferanser. Metoden kombinerer ofte preferanser med betalingsvillighet (økonomisk metode), men kan også utelate «betalingsvillighetsleddet».

Eksempler på bruk:

Arnberger og Eder (2011) benyttet valgmodellmetodikk til å undersøke effektene av landskapsendringer på folks preferanse for landskapstyper. Foto av ulike landskapstyper ble benyttet som grunnlag for valgmodellen.

Landauer m.fl. (2013) undersøkte i hvilken grad kulturelle forskjeller i Østerrike og Finland påvirket turistenes preferanser for tilpasningsstrategier i forbindelse med vinteridrett.

Häfner m.fl. (2017) utførte en studie for å undersøke, identifiser hvilke egenskaper som bestemmer den estetiske kvaliteten i landskapet. Fotografier av landskap, med fire forskjellige landskapselementer ble benyttet. Det ble gjort en analyse på kobling mellom preferanser og sosioøkonomiske faktorer.

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden kan benyttes for både stor og liten romlig skala, men den er i større grad benyttet for lokal og regional skala. Utvalgets representativitet er viktig for at resultater skal reflektere undersøkelsesområdet.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Antall datapunkter bestemmes av antall deltakere i eksperimentet. Med kun få individer er metoden i liten grad robust. Robustheten er videre avhengig av i hvilken scenariene er tilstrekkelig godt beskrevet og i hvilken grad deltakerne i eksperimentet forstår omfanget, konsekvensene av scenariene. God design av spørreundersøkelse er nødvendig.

Etterprøvnbarhet:

Dersom utvalget er representativt så skal i utgangspunktet metoden være etterprøvnbar uten at deltakernes identitet er kjent. Det er viktig å formidle utvalg for spørreundersøkelsen og kriterier for utvalget. Robusthet og etterprøvnbarhet av metoden er svært avhengig av antall deltagerne i undersøkelsen. Med kun få individer er den verken robust eller etterprøvnbar. Ulempen er at folk er ikke vant å plassere monetære verdi på miljøgoder. Metoden er også krevende i utføringen – god design av spørreundersøkelse er nødvendig.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Når det gjelder valgmodellteknikker så må et utvalg gjennomføre «eksperimentet». Resultatet er dermed bestemt av utvalget. Relativ lav transparens, da det krever forståelse for hvordan valgmodellen er satt opp for å forstå resultatet.

Litteratur:

- Bokkapittel: Choice Experiments (Holmes m.fl., 2017).

2.3.2.3 Statistiske analyse av tilgjengelige data til å dokumentere nytte av økosystemtjenester

Statistikk kan i mange tilfeller være hensiktsmessig for verdisetting. Analyse av tilgjengelige statistiske data vil være nyttig der primærdata ikke er mulig eller ønskelig å innhente, og slik analyse er også en effektiv måte å vurdere funn fra andre metoder. Eksempler på statiske data som kan nyttiggjøres til verdivurderinger er besøkstall /turløypebruk, salg av fiskekort, kraftproduksjonstall (gwh eller kr).

En svakhet ved bruk av statistiske data, som ved bruk av andre sekundære data, er at man i den grad det er mulig må vurdere hvordan og til hvilket formål disse dataene er samlet inn, og da ta hensyn til mulige skjevheter i materialet.

Eksempler på bruk:

Ofte kan vi lese slike utsagn i aviser, hefter m.m. verdiutsagn som begrunnes med statistikk for å dokumentere natur og brukerverdier som benytter. Eksempler på dette er sitatene: «Norsk reiseliv skaper verdier for 70 milliarder kroner i året», og «76% av utenlandske turister som besøker Norge kommer for å oppleve naturen (Vern Raundalselva, 2017).

Statistikk kan også brukes til å vurdere nytte gjennom å analysere media, inkludert sosiale medier, m.m. Everard m.fl. (2010) benyttet statistikk til å vurdere nytten av sanddyner ved å beregne antall reklameinnslag som benyttet til bilder av sanddyner. Høy grad av oppmerksomhet reflekterer i henhold til denne metoden et indirekte mål på høy nytte.

Statistikk brukes for øvrig til å oppsummere kvantitative data og til å presentere hovedtrender i datamaterialet.

Romlig skala for bruk av metoden:

Fra det generelle og overordna (nasjonalt og regionalt) til det spesifikke (lokalt).

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Sekundær data er data som allerede finnes (f. eks. besøkstall eller salgstall). Statistikk kan også gjennomføres på data fra originalstudier. I slike tilfeller kan det argumenteres for at studien er en kombinasjon av metoder.

Etterprøvnbarhet:

Om studien benytter dataserier som ligger åpent tilgjengelig for eksempel på Statistisk sentralbyrå (www.ssb.no), vil etterprøvnbarheten være høy. Dersom det ikke fremgår hvilke dataserier og perioder for utvalg m.m. som er benyttet vil etterprøvnbarhetene bli lav.

Deltagelse, åpenhet, transparens:

Det er i utgangspunktet ingen deltagelse når nytte presenteres gjennom referanse til statistikk. Men, statistikk kan gjennomføres basert på brukerundersøkelser, materiale som er samlet inn basert på deltagelse. Åpenhet og transparens er ofte lav dersom nytte er kommunisert kun med statistikk – det kreves som et minimum at grunnlaget, tidspunkt for undersøkelsen m.m. kommuniseres.

2.3.3 Dokumentasjon av nytte fra økosystemtjenester gjennom kvalitative metoder

En kvalitativ tilnærming er relevant når vi er interessert i å studere kompliserte fenomener og hendelser som eksisterer, som allerede har skjedd, eller trender som kan si noe om verdivalg i fremtiden. Ved å velge en kvalitativ metode kan vi skaffe oss en helhetlig forståelse av spesifikke forhold og forholdet mellom disse. Kvalitative metoder er viktige fordi de utfyller kvantitative metoder ved at de dokumenterer og tar hensyn til meningsbaserte oppfatninger.

2.3.3.1 Tolkende metoder av kvalitative intervjuer som grunnlag å dokumentere nytte

Åpne intervjuer kan beskrives som en samtale mellom intervjuer og informant. Intervjuer guider samtalen slik at informanten gir informasjon om forhåndsvalgte tema, men informantene står fritt til å svare slik de selv ønsker. Datagrunnlaget i denne konteksten blir historier om erfaringer og opplevelser, inntrykk og interesser i et vassdragsmiljø. Et kvalitativt intervju kan bidra til å forstå preferanser for vannbruksinteresser, økosystemtjenester. Identifisering av årsaker og motivasjon for vannbruksinteresser bidrar til å forstå hvilke tjenester som er relevante for ulike brukergrupper og hvilke avveininger som må tas opp når du gjør beslutninger om arealforvaltning vannforvaltning. Slike beretninger kan gi vitnesbyrd om sosiokulturelle og åndelige verdier som er knyttet til bestemte steder eller funksjoner, slik som for eksempel trær. Metoden er ganske tidkrevende ettersom hvert enkelt intervju gjerne vil ta rundt to timer. Fortolkningen, klassifikasjonen av informasjonen som er innsamlet kan være tidkrevende. Det er en lang tradisjon i å bruke slike tilnærminger for å forstå landskapshistorie (Lindhjem m.fl., 2015).

Styrken ved åpne intervjuene er at respondentene ikke tvinges til å tenke på en spesiell måte, og dermed gir kvalitative datainnsamlingsteknikker tilgang til informasjon i stor grad utilgjengelige gjennom kvantitative tilnærminger. Det er viktig å ha balanse i type intervjuobjekter. Utvalget må så langt som mulig være representativt i forhold til populasjonen for å sikre representativitet. Metoden vil gi innsikt i preferanser for aktiviteter og også historisk bruk i et vassdragsområde, den vil også gi innsikt i holdninger og muligheter for avveininger og for hvordan integrert forvaltning best kan gjennomføres i et lokalområde.

Innenfor kvalitative intervjuer så kan det defineres flere underkategorier og her velger vi å fremheve, Semi-strukturerte intervjuer, og nøkkelinformant intervjuer. *Semi-strukturerte intervjuer* refererer til intervjuer der temaene som samtalen skal omfatte er forhåndsdefinert. Dette er et svært vanlig format på et intervju og medfører at intervjuer gjerne følger den samme strukturen på alle intervjuer. *Nøkkelinformant* intervjuer, er vanlig for å tilgang til ekspertinformasjon, i motsetning til breddeinformasjon.

Eksempel på bruk:

Fagrapportene som Samla Plan (Miljøverndepartementet, 1984) er basert på, brukte blant annet enkel intervjuer for å skaffe data til rapportene.

Det er flere studier internasjonalt som benytter intervjuer som grunnlag for verdivurdering gjennom å avdekke preferanser. Et eksempel er studien til Felipe-Lucia m. fl. (2014) hvor goder fra River Piedra først blir identifisert, og deretter rangert med hensyn til hva informantene anser som viktig for å opprettholde god levestandard. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4392016/>.

Romlig skala for bruk av metoden:

Både lokal og regional skala egner seg. Dersom historier kan festes på kart styrkes det stedspesifikke med kartleggingene og verdivurderingen. Dette kan gjøres på papirkart, men det finnes kartprogrammer som muliggjør digitalt kartfesting sammen med respondenten under intervjuet.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Dess flere informanter og dess bedre representativitet jo mer robust er metoden. Ofte innebærer metoden relativt få datapunkter. Dybdeinnsikt oppnås på bekostning av mange datapunkter. Informanter for kvalitative intervjuer velges gjerne innen relevante brukergrupper tilstede i undersøkelsesområdet. Her der det viktig å søke alle brukergrupper, altså økonomiske, sosiokulturelle og miljøinteressenter, eller ulike aldersgrupper, kjønn eller minoriteter. Fokus på informanter bestemmer utvalgsriterier. Data er basert på kvalitative intervjuer og der historier fra interessenter skrives ned for å dokumentere erfaringer og holdninger i forhold til stedsbestemte brukerinteresser.

Etterprøvbarehet:

Dersom intervjuobjektene er representative for undersøkelsesområdet så skal i prinsippet metodens resultater være etterprøvbare. Dersom identiteten til intervjuobjektene er kjent så øker etterprøvbareheten. Imidlertid er ofte intervjuobjektene anonyme.

Deltakelse; åpenhet, transparens:

Metoden innebærer deltagelse, men vurdering av representativitet er viktig. Dersom det er skjevhet i utvalget så vil nyttevurderingen bli tilsvarende lite representativ. Transparens og åpenhet oppnås ved at det blir informert om når, og hvilke grupper som har blitt intervjuet.

Relevant litteratur:

- Institutt for landskapsplanlegging: Verdsetting av friluftsliv Empirisk uttesting av ulike verdsettingsmetodikk (Thorén, 2008).
- Bok: Studying Cultural Landscapes (Robertson og Richards, 2003).

2.3.3.2 Tolkning av observasjon av adferd og sosiale handlinger i et vassdrag

Observasjon som innsamlingsmåte innebærer at man observerer og registrerer sosiale handlinger eller adferd i et område. Observatøren skriver ned det som observeres. Foto kan også være relevant å bruke. Det er nødvendig å ha en plan for hva som skal observeres. Observasjon egner seg bra til å dokumentere og kartlegge steds spesifikke karakteristika som er relevant for verdien av brukerinteressene i vassdraget. En styrke ved metoden er at man får direkte befattning med det aktuelle stedet og brukerinteressene der. Metoden egner seg godt til å få en oversikt over de naturgitte forholdene for vassdragsområdet og potensielt grunnlag for bestemte brukerinteresser.

Observasjon kan også gjøre det mulig å undersøke problemstillinger som vanskelig lar seg besvare ved hjelp av intervjuer eller spørreskjema. Enten fordi noen ganger kan hvordan man oppfører seg og handler kan skille seg fra det man sier - eller fordi vi er interessert i en problemstilling som folk ikke selv reflekterer over i særlig stor grad. En fordel ved ikke-deltagende observasjon, er at du ikke bryter inn i den «normale» interaksjonen mellom mennesker og mellom mennesker og et sted, som er relevant f.eks. for steds spesifikke bruksmønstre. Ikke deltakende kan både være åpen (de som blir observert vet det) og skjult (de vet det ikke). Dersom de som blir observert ikke vet dette må etiske aspekter vurderes. Dersom barn er involvert og/eller sensitive forhold må forhåndsregler tas. Metoden kombineres som regel med andre kvantitative og eller kvalitative metoder for å komplettere og nyansere data.

Eksempel på bruk av metoden:

Tzoulas og James (2010) benyttet i sitt studium i England både ustrukturerte og strukturerte observasjoner til å identifisere hvilken aktivitet som var mest viktig i et parkområde.

Et eksempel på bruk av metoden er befaringer foretatt av NVE i forbindelse med konsekvensutredninger av vannkraftprosjekter (Konsesjonshåndtering av vannkraftsaker (Rettleiar Nr. 3/ 2010: (http://publikasjoner.nve.no/veileder/2010/veileder2010_03.pdf))

Romlig skala for bruk av metoden:

Metoden er særlig relevant for lokal skala for å få fram stedsspesifikke aspekter relevant for verdivurdering knyttet til spesifikke brukerinteresser. Metoden kan også brukes på en regional skala, men det krever at større områder dekkes tematisk og geografisk.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Primær data, data knyttet til observasjon av bruksmønstre av stedsspesifikke områder, naturgitte og biofysiske kvaliteter ved bestemte områder og utøvelse, grunnlag for ulike brukerinteresser; data knyttet til stedsspesifikke brukerinteresser og aktiviteter og bruksmønstre, preferanser og meninger. Informasjonen som registreres kan være av kvantitativ og kvalitativ karakter. Metoden vil være mest egnet for nåtid, eller innenfor en kort tidsskala, som f.eks. gjentatte observasjoner innenfor en gitt sesong eller over alle sesonger over et år. En engangsobservasjon vil være forbundet med usikkerhet, og være påvirket av de bestemte forhold når observasjonen ble gjort, det er særlig relevant for aspekter knyttet til bruksmønstre. Metoden innehar en viss risiko for feiltolkninger, ettersom man gjør fortolkninger basert på observasjoner over som regel relativt korte tidsrom.

Etterprøvnbarhet:

Dersom karakteristikk dokumenters ved foto er metoden etterprøvnbar. Med høyt antall observasjon på samme sted innenfor samme tidsperiode øker etterprøvnbarheten. Tilgjengelig metodenotat om rammen for observasjonen øker graden av etterprøvnbarhet.

Deltagelse; åpenhet/transparent:

Metoden har ingen direkte deltagelse. Ved god og grundig dokumentasjon gir denne metoden muligheter for transparens, samt etterprøving av noen av funnene. Ved god og grundig dokumentasjon gir denne metoden muligheter for transparens.

Relevant litteratur:

- Bok: Systematikk og innlevelse: En innføring i kvalitativ metode (Thagaard, 1998).

2.3.3.3 Tolkning av dokumenter for nyttevurdering

Dokumentanalyse er en metode for en grundig og systematisk gjennomgang av dokumenter og annen sekundærdata. Dokumentanalyser kan være nyttig i de tilfeller man ikke har primærdata tilgjengelig, og kombineres som regel med andre metoder.

Dokumenttyper som er relevante for dokumentanalyser kan være rapporter, høringsuttalelser, korrespondanse, avisartikler etc. En viktig egenart ved dokumenter er at de er produsert innenfor en spesifikk ramme. Enhver dokumentanalyse må derfor forholde seg til hvem som har produsert dokumentet og for hvilket formål, og ta høyde for hvordan dette kan føre til skjeve eller ufullstendige fremstillinger av gitte fenomen eller forhold. Tolkingsmetoder kan være en effektiv og ikke veldig kostnadskreven tilnærming til å dokumentere nytte av økosystemtjenester og andre goder. For eksempel kan kulturhistoriestudier eller analyse av kreativ litteratur avsløre spesielle kulturelle representasjoner og verdier knyttet til steder. Medieanalyse kan vurdere offentlige diskurser knyttet til spesifikke økosystemtjenester, inkludert potensielle sammenhengende fellesverdier for forskjellige interessegrupper. Det kan brukes til å samle et øyeblikksbilde av dagens offentlige

synspunkter, men det er også ansatt for å vurdere offentlig følelse over lengre tidsperioder, for å vurdere verdifall (Kenter, 2014).

Eksempel på bruk av metoden:

Tolkning av dokumenter er vanligvis benyttet som grunnlag i konsekvensutredninger. Et eksempel er temarapport kulturmiljø for E39 Vigeland - Lyngdal vest, Kommunedelplan med konsekvensutredning som er utredet i henhold til metoden i Statens vegvesen håndbok V712 Konsekvensanalyser, hvor de har benyttet Riksantikvarens database Askeladden som inneholder både registreringer av automatisk fredete kulturminner, samt bygninger (SEFRAK-registeret, som inneholder liste over bygninger fra før 1900). Ikke alt som er registrert i Askeladden og SEFRAK er verdifullt/viktige, så det må derfor gjøres en vurdering av hvert enkelt av disse kulturminnene. SEFRAK-registeret utgjør derfor kun et utgangspunkt for å vurdere hva som finnes av kulturhistorisk eller arkitektonisk viktige kulturminner i et planområde.

Lignende vurderinger av kulturminner er gjort i forbindelse med revisjon av Veo-overføringen i Tessevassdraget der automatisk fredede fangstgraver er tatt hensyn til ved referanse til kulturminnedatabasen, uten at ytterligere undersøkelser ble vurdert å være nødvendige (GLB, 2014).

Vi kjenner ikke til konkrete eksempler på der det er benyttet tolkning av avisartikler, og sosiale medier, men dette vil kunne utgjøre et nyttig grunnlag for å dokumentere interesse, bruk og bruksfrekvens koblet til friluftslivsaktiviteter. For å dokumentere potensialet til et vassdrag for spesifikke interesser kan historisk dokumentasjon være viktig. Et eksempel er hvordan fiske i tidligere tider er benyttet for å vise hvordan fiske kan utvikle seg i regulerte vassdrag ved endret vannføringsregime. Vassdragene Surna og Vosso er eksempler der slik dokumentasjon, gjennom bilder og tekst, er en viktig del av identitetskaping og historisk referanse.

Romlig skala for bruk av metoden:

Fra det generelle og overordna (nasjonalt og regionalt) til det spesifikke (lokalt).

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Sekundære data fra saksgang fra prosjekter gjennom gang av aviser, eller sosiale media.

Etterprøvnbarhet:

Metoden har god etterprøvnbarhet dersom kilder er oppgitt.

Deltagelse, transparens: Ingen direkte deltagelse. Et rikt dokument-tilfang vil likevel kunne fange perspektiv som ellers er oversett. Ved god og grundig henvisning til sekundærkilder gir denne metoden gir gode muligheter for transparens og etterprøving.

Relevant litteratur:

- *Document Analysis as a Qualitative Research* (Bowen, 2009).
- Bok: *Hvordan gjennomføre undersøkelser? Innføring i samfunnsvitenskapelig metode* (Jakobsen, 2015).

2.3.3.4 Drøftende metoder for nyttevurdering

Drøftende metoder benytter gruppediskusjoner for å komme frem til nyttevurderinger. Tematikken som skal diskuteres er forhåndsbestemt. Det er gruppediskusjonens struktur og organisering som bestemmer hvilken type drøftende metode. De vanligste metodene som benytter drøfting som

teknikk for å komme frem til nyttevurderinger er, «Fokusgruppediskusjoner», Delphimetoden, Deltagende multi-kriterie analyse.

Fokusgruppediskusjon:

Gjennom gruppediskusjon beskriver og reflekterer deltakerne over subjektive opplevelser, erfaringer, synspunkter eller holdninger i forhold til et bestemt tema/emne, slik som verdien av en bestemt brukerinteresse eller et bestemt område i vassdraget (Vatn, 2009). Fokusgrupper egner seg godt til å gi data om sosiale gruppers tolkninger, interaksjoner og preferanser, og synliggjøre den sosiale interaksjonen. Målet er å bli enige i form av konsensus eller kompromiss med hensyn til spørsmålet stilt, i denne konteksten vil et sentralt spørsmål kunne være hva er nytten av goder (økosystemtjenester) i vassdragslandskapet. Fokusgruppen kan også benyttes til å rankingøvelser, der deltakerne rangere ulike aspekter relevant for verdsetting. En fokusgruppediskusjon fungerer godt i størrelser med 6-10 stykker i gruppa, og et møte varer fra 1 timer til 3-4 timer. Sammensetningen av en fokusgruppe gjøres basert på deltakere med en definert bakgrunn, kunnskap eller erfaring. Deltakerne er enten like eller satt sammen for å utfylle hverandre. Nettopp sammensetningen av deltakerne er den største risikoen eller potensielt svakheten med en fokusgruppe, ettersom gruppeeffekten kan gi feil eller styrt resultat. Metoden egner seg ikke fullt så bra til å gi data om enkeltindividers livsverden, få fram atypisk praksis eller forståelse. I kombinasjon med kvalitative intervjuer kan det gi innsikt i om respondentene sier det samme når de er med i en fokusgruppe som når de er alene, samt noe av den sosiale dynamikken i de stedsspesifikke områdene. Fokusgruppediskusjoner kobles også i økende grad med økonomiske metoder.

Delphi-metoden:

Delphi-metoden kjennetegnes ved at et panel av eksperter kombinerer kunnskap og vurderinger (drøfting) for å komme frem til et sannsynlig bilde av fremtiden, eller til å nyttevurdere økosystemtjenester gjennom å svare på spørreskjemaer i to eller flere runder. Etter en runde med spørreskjema gir en tilrettelegger/fasilitator et anonymisert sammendrag av ekspertenes prognoser med forklaringer fra forrige runde (Hasson m.fl., 2000; Plummer og Armitage, 2007). Dermed oppfordres eksperter til å revidere sine tidligere svar i lys av svarene fra andre medlemmer av deres panel. Det antas at i løpet av denne prosessen vil svarets rekkevidde reduseres og gruppen vil konvergere mot det "riktige" svaret. Metoden kjennetegnes av anonymitet, kontrollert tilbakemelding og statistisk bearbeiding. Den er også ansett for å være en robust og transparent strategi for å tolke og integrere ulike perspektiver når det er usikkerhet og kompleksitet (MacMillan og Marshall, 2006; Hilbert m.fl., 2009). Delphi-metoden blir benyttet på både lokalt, regionalt og nasjonalt/globalt nivå.

Tradisjonelt har metoden brukt flere runder med spørreskjema og semi-strukturerte intervjuer, men metoden er også benyttet med gruppetilnærming, samt også med online verktøy (Hilbert m.fl., 2009).

Muli-kriterie analyse (flermåls-beslutningsanalyse):

Multi-kriterie analyse (MKA) er et verktøy for å vurdere flere aspekter samlet og for beslutningsstøtte. Metoden benytter drøfting /diskusjon for å vekte konsekvenser av tiltak mot hverandre, og dermed også nyttevurdere effekter av tiltakene som er valgt for vurdering. MKA er et generelt verktøy for å hjelpe beslutningstagere med å prioritere mellom prosjekialternativer som skal oppfylle flere miljø-, sosiale og økonomiske mål samtidig. Når beslutninger tas vekter man forskjellige kriterier mot hverandre og i komplekse situasjoner. Hvis flere beslutningstagere med forskjellige interesser er berørt, bør dette skje på en strukturert og transparent måte. En MKA-

tilnærming gjør det mulig å avveie forskjellige kriterier mot hverandre, selv om disse kriteriene er målt i forskjellige enheter.

Eksempler:

PIMCEFA (Pressure-impact multiple criteria environmental flow analysis) -metoden ble utviklet i EU prosjektet STRIVER (2006-2009) for å fastsette minstevannføringer i forbindelse med nye kraftkonsesjoner eller vilkårsrevisjon. Konsekvenskurver for brukerinteresser koblet til flere vannføringsregimer ble tegnet ved å bruke ekspertinformasjon. Disse konsekvenskurvene ble dernest benyttet som grunnlaget for å drøfte avveininger mellom kostnadene ved tapt kraft og økologiske- og andre brukerverdier. Multikriterieanalyse muliggjør samvekting av disse kurvene (Barton m.fl., 2010).

PIMCEFA-metoden er vurdert i som grunnlag for å fastsette miljøbasert vannføring (Harby m.fl., 2009).

Sparrevik m.fl. (2012) benyttet deltakende multi-kriterie analyse i forbindelse med beslutningen om hva som burde gjøres med forurensende sedimenter utenfor Bergens havn. Lokale innbyggere, lokale interessenter og sedimenteksperter ble invitert til å delta i en fokusgruppe for å diskutere og komme med råd hvilke tiltak som burde gjennomføres for å redusere forurensningen.

Vistad m.fl. (2009) benyttet fokusgruppediskusjon som metode i Aura-Eira, Atnavassdraget og Søndre Rena) for å belyse temaet, hvor viktig er vatn og vassføring for friluftsliv? Og hva er holdninger til kraftutbygging og konsesjonsvilkår.

Romlig skala for bruk av metode:

Drøftende metoder er særlig relevant for lokal skala for å kunne gå i dybden på stedsspesifikke aspekter relevant for verdivurdering knyttet til spesielle brukerinteresser. Metoden kan også brukes på en regional skala, men det krever at større områder dekkes tematisk og geografisk. På nasjonalt nivå kan metoden benyttes blant nasjonale interessenter for å få fram nasjonale preferanser og perspektiver.

Type data og robusthet med hensyn til antall datapunkter:

Primær data, data knyttet til oppfatninger, holdninger, meninger, preferanser og informasjon om stedsspesifikke brukerinteresser og aktiviteter og bruksmønstre, eller andre tema relevant for verdivurdering. Metoden er ganske tidkrevende mens gjennomføringen av fokusgruppene pågår, men man samler inn relativt mye data med en begrenset tidsinnsats. Videre må informasjonen som hentes inn dokumenteres godt for å sikre transparens og være anvendbar for de som ikke var med under observasjonen. Sammenlignet med å gjennomføre pilotdatainnsamlinger, er fokusgrupper ofte en mindre ressurskrevende metode. Metoden kan benyttes til å diskutere nytteverdier for fortid, nåtid, og framtid. Fokusgruppediskusjoner med eksperter benyttes gjerne i tilfeller der det er lite data tilgjengelig. Ekspertgrupper reflekterer for øvrig ikke nødvendigvis oppfatninger til den øvrige befolkningen. Og relasjonen til sted blir gjerne tapt ved bruk av regionale og nasjonale eksperter til å vurdere nytte.

Etterprøvbarehet:

Etterprøvbareheten vil være avhengig av hvor godt og grundig prosessen dokumenteres. Det er imidlertid slik at meninger, innspill og preferanser sannsynligvis vil variere noe ved gjentagelse.

Deltagelse; transparens:

Denne metoden har deltakelse som sentralt element. Ved god og grundig dokumentasjon gir denne metoden gir muligheter for transparens.

Litteratur:

- SSB: Innføring i bruk av fokusgrupper (Nøtnæs, 2001).
- Bok: Planning Focus Groups. Focus Group Kit 2 (Morgan, 1998).

2.4 Nettundersøkelse om egenskaper ved indikatorer og metoder for nyttevurdering

I februar-mars 2017 sendte vi ut en nettbasert spørreundersøkelse via e-post til et utvalg aktører i Norge som vi oppfatter har en rolle eller interesse knyttet til verdivurdering av brukerinteresser i vassdrag. Målsetningen var å få innspill på hva brukere, sett fra ulike ståsted, anser som viktige egenskaper ved indikatorer og metoder for å kartlegge og vurdere verdien av brukerinteresser i regulerte vassdrag.

Respondentutvalget ble satt sammen med mål om å representere ulike brukerinteresser og situasjoner, og utvalget besto hovedsakelig av personer fra forvaltningen, vannkraftprodusenter og interesseorganisasjoner. Totalt ble spørreundersøkelsen sendt til 205 personer og fikk en svarprosent på 40.5 % (N= 83). Det var ikke obligatorisk å svare på alle spørsmål, som gjør at utvalget varierer noe, mellom N= 83-86, for de ulike spørsmålene.

Undersøkelsen ble utformet med innspill fra resten av SusWater prosjektgruppa og testet av et knippe av brukerdeltakere i prosjektet før den ble sendt ut til utvalget. Den ble sendt til kontakter vi har fått gjennom arbeidet i prosjektet, brukere i CEDREN, samt kontakter funnet gjennom søk på internett blant vannkraftprodusenter, interesseorganisasjoner og andre relevante aktører i Norge. For å etterstrebe geografisk spredning, ble den sendt til aktører over hele Norge, derav saksbehandlere og andre kontakter i alle vannregionene.

Undersøkelsen er ment å bidra til et utvidet bilde utover det vi i prosjektet dekker via andre metoder (intervjuer, befaringer, fokusgruppediskusjoner, workshops). Undersøkelsen fikk en generell utforming siden vi ønsket å se om det er mulig å komme fram til noen kvaliteter/egenskaper knyttet til metodikk som er relevant for flere brukerinteresser, selv om det også betydde at tematikken kunne framstå noe abstrakt. Alle brukerinteresser har sine spesifikke aspekter, og det blir det fort komplisert å ta høyde for i en undersøkelse som er ment å treffe flere.

For både indikatorer og metoder svarte respondentene på noen foreslåtte egenskaper og i hvilken grad disse er viktige. Egenskapene som var inkludert var basert på litteraturgjennomgang (OECD, 1998; UNCSD, 2001; World Bank, 2002; EEA, 2003; Rice m.fl., 2005), og aspekter som var kommet opp i gjennomførte diskusjoner og workshops i case-arbeidet. Undersøkelsen inkluderte også utsagn knyttet til bruk av indikatorer og metoder for verdivurdering, som respondenten skulle gi sin formening om (grad av enighet). Det var også mulighet for å gi fritekstinnspill.

Nedenfor gjengir vi noen hovedtrekk fra undersøkelsen. Resultatene tas videre og benyttes inn i arbeidet med rammeverket som skal gjøre det enklere å finne frem til gode indikatorer som er tilpasset norske forhold og forslag til egnede metoder for å beregne disse.

2.4.1 Noen hovedfunn fra surveyen

Hovedhensikten var som nevnt over å forstå i hvilke brukersituasjoner visse aspekter er viktige, og vi ønsket å se om noen egenskaper eller kvaliteter utpeker seg. Det er likevel relevant å vite noe om

hvem og i hvilken kontekst svarene er gitt, bl.a. for å forstå i hvilke brukersituasjoner bestemte aspekter kan være viktig.

Undersøkelsen ble besvart av (N=83):

- interesseorganisasjon	25 %
- vannkraftprodusent	23 %
- statlig forvaltningsmyndighet	18 %
- kommune /lokal forvaltning	18 %
- fylkeskommune	9 %
- annet	7 %

Flere aktører har svart at de jobber/hører til i flere vannregioner slik at kategorien 'alle' er relativt stor (16,7 %). Utover det fordeler respondentene seg på: Glomma 17,9%, Vest-Viken 14,3 %, Agder 10,7 %, Rogaland 7,1 %, Trøndelag 7,1 %, Hordaland 5,9 %, Nordland 4,8 %, Sogn og Fjordane 3,6 %, Møre og Romsdal 3,6 %, Troms 3,6 %, Finnmark 1,2 %, Norsk-Finsk 0 %, Vet ikke 3,6 %

Respondentene fordeler seg ellers som følger: menn 72,6 %, kvinner 27,6%. Aldersmessig er 40 % mellom 51-65 år, 27,4 % mellom 31-40 år, 25 % mellom 41-40 år, og 4,8 % er over 65 år, mens 3,6 % er mellom 20-30 år.

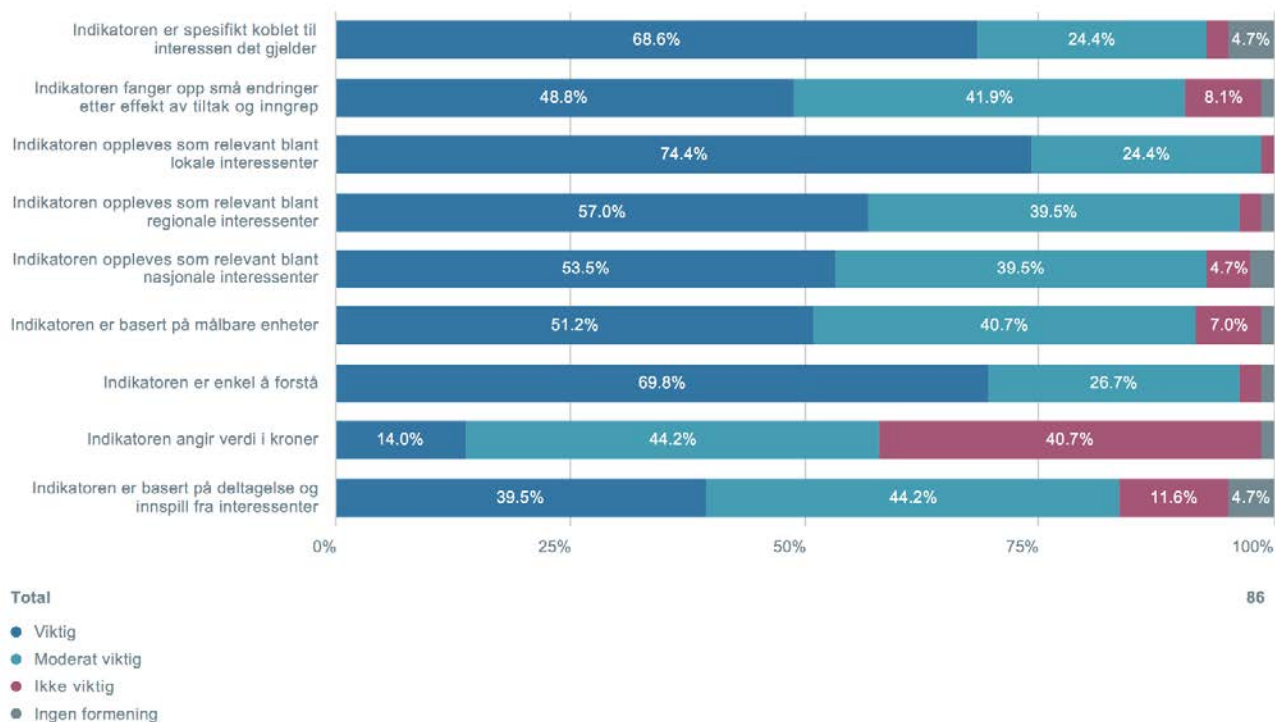
Et flertall av respondentene svarte at de selv ikke direkte har foretatt kartlegging eller verdivurdering av brukerinteresser i vassdrag (73,8 %). Blant de som har det, svarte 17,9 % at de hadde fortatt kartlegging, og 8,3% at de både har gjort kartlegging og verdivurdering.

Om egenskaper til indikatorer for å representere brukerinteresser i vassdrag:

Respondentene ble bedt om å svare på spørsmål angående egenskaper for indikatorer.

Fra spørreundersøkelsen: «*Et sett egenskaper skal defineres for indikatorer som representerer brukerinteresser i norske vassdrag. Disse skal sikre at indikatorene som velges er relevante, meningsfulle og oppnåelige. Eksempel: Verdien av laksefiske lokalt kan f.eks representeres ved indikatoren «antall fiskekort solgt for en elvestrekning», eller indikatoren «antall fiskedøgn», eller «preferanse for laksefiske lokalt». En brukerinteresse kan altså representeres ved forskjellige indikatorer. Nedenfor følger mulige egenskaper for indikatorene.*» Svarene sees i Figur 5 nedenfor.

Angi hvor viktig disse egenskapene er når indikatorer skal velges:



Figur 5: Egenskaper ved indikatorer for å representere brukerinteresser i vassdrag.

Noen egenskaper som utpeker seg som viktige er at «*indikatoren oppleves som relevant blant lokale interessenter*».

Henholdsvis 74 % og 24 % mener dette er viktig og moderat viktig (se Figur 5). Det er den egenskapen med høyest prosentandel hvor respondentene har svart at dette er viktig, og alle respondentene hadde en formening om denne (ingen svarte 'vet ikke'). Videre anses det at «*indikatoren er enkel å forstå*» også som særs viktig. Nærmere 70 % mener at det er viktig og 27 % mener at det er moderat viktig.

Når det kommer til hvor spesifikke indikatorene bør være, svarte henholdsvis 59 % og 21 % at det er viktig og moderat viktig at «*indikatoren er spesifikt koblet til interessen det gjelder*»

Når det kommer til om «*indikatoren angir verdi i kroner*» mener henholdsvis 14 % og 44 % det er viktig og moderat viktig, mens nær 41 % mener det ikke er viktig. Dette er den egenskapen med markant høyest prosentandel «ikke viktig». Det er relevant her å bemerke at det å *representere* ikke nødvendigvis betyr å *sette en verdi*, indikatorer brukes også for å beskrive, dokumentere og kartlegge.

I fritekstbidragene kom det flere innspill som gikk på at kroner og ører ikke nødvendigvis vil kunne fange opp alt, selv om hensynet til kost-nytte må ivaretas, følgende innspill er et eksempel på dette: "Mange brukerinteresser kan være vanskelig å verdsette i kroner og ører. Så her må man finne en annen måte å måle verdi som veier opp for det".

Om egenskaper til verdivurderingsmetoder for brukerinteresser i vassdrag:

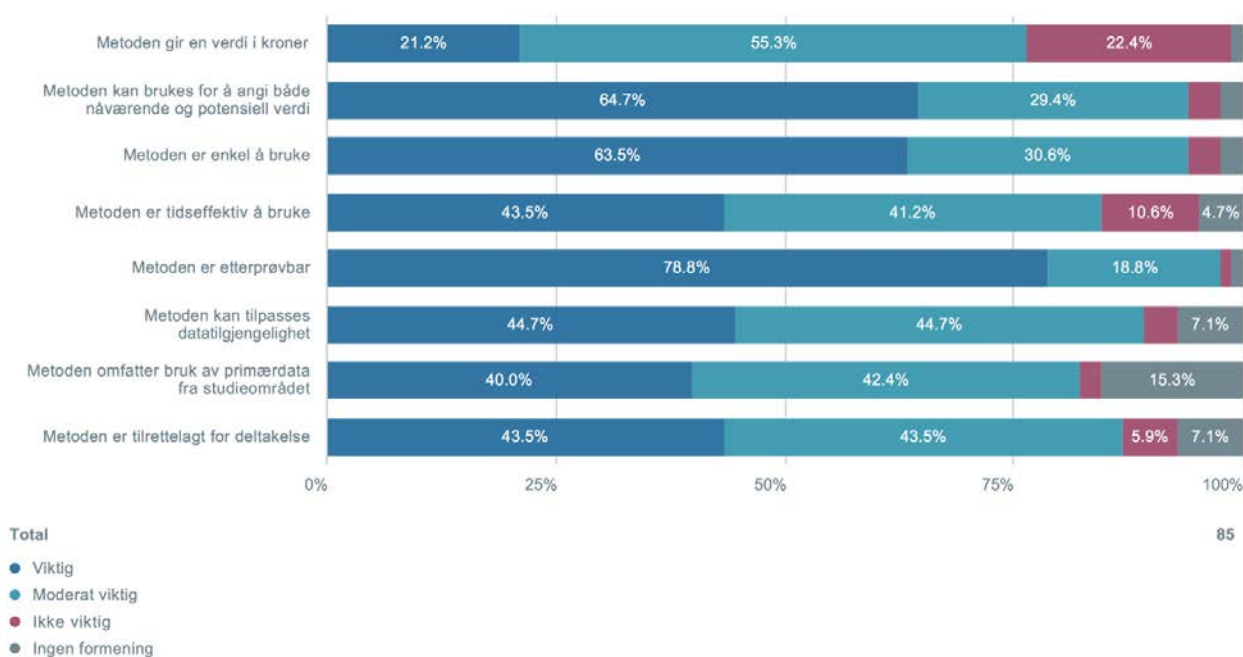
Når vi velger indikatorer for å gjøre en verdivurdering av brukerinteresser i vassdrag er dette samtidig ofte også et metodevalg. Vi ønsket å undersøke om det er mulig å identifisere et sett av egenskaper som det er viktig at metodene tar hensyn til.

Fra spørreundersøkelsen: «*Et eksempel på en metode for å vurdere verdien av brukerinteresser er beregning av markedspris. Vi beregner da markedspris for ulike interesser som kraftproduksjon, laksefiske m.m. Andre metoder, som f.eks andre økonomiske metoder, andre kvantitative eller kvalitative metoder, kan også være relevant. Vi ønsker å identifisere et sett av egenskaper som det er viktig at metodene tar hensyn til.*»

«*At metoden er etterprøvable*» er egenskapen som skårer høyest. Henholdsvis nær 79% og 19% mener at det er viktig og moderat viktig at metoden kan etterprøves. At metoden kan brukes både for nåværende og potensiell verdi i framtiden, og at den er enkel å bruke er andre egenskaper som anses som viktig av flertallet (se Figur 6).

Når det kommer til hvorvidt en metode skal gi verdi i kroner, som har vært gjennomgående diskutert i prosjektet, svarer 21 % at dette er viktig, 55 % at det er moderat viktig. Vi kan altså her se at det anses som viktig, men «ikke for enhver anledning». Vi kan tolke det dithen at dette er nyttig for noen brukerinteresser og indikatorer hvor dette er mulig og hensiktsmessig, men ikke for alle. Dette ble utdypet i frittekstinnspillene.

Angi hvor viktig disse egenskapene ved verdivurderingsmetoden er:



Figur 6. Egenskaper ved metoder for å gjøre en verdivurdering av brukerinteresser i vassdrag.

Utsagn om bruk av indikatorer og metoder:

I undersøkelsen inkluderte vi også syv utsagn som er beskrivende for bruk av indikatorer og metoder, som respondentene sa seg enig eller uenig i. Disse var inspirert av det empiriske materialet vi har fått gjennom workshops og samtaler.

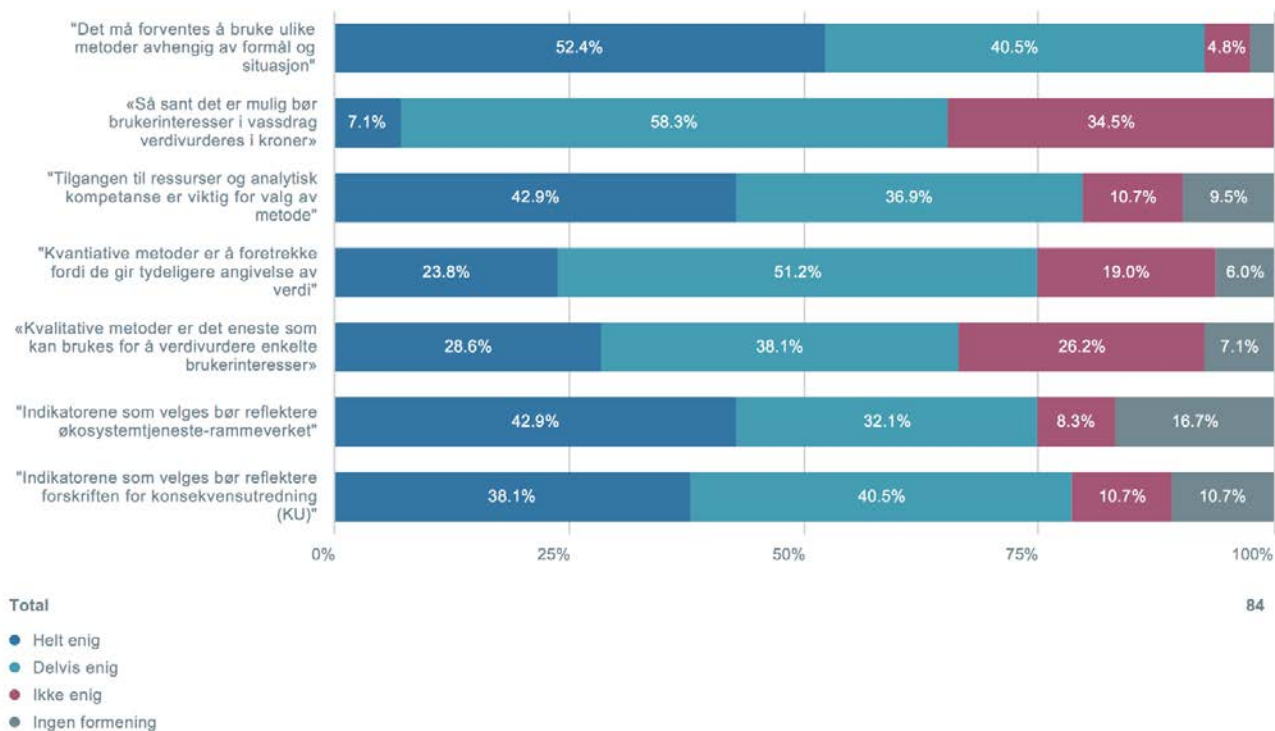
Som forespeilet er det enighet om at metoder som skal brukes må være relevant for og tilpasset formål og situasjon. Utsagnet «*Det må forventes å bruke ulike metoder avhengig av formål og situasjon*» er det som skårer høyest på grad av enighet av de syv. Henholdsvis nær 52 % er helt enig og 41 % delvis enig i dette (Figur 7).

Knyttet til aspektet om bruk av kroner som verdienhet og bruk av monetære metoder; utsagnet «*Så sant det er mulig bør brukerinteresser i vassdrag vurderes i kroner*» er det eneste av utsagnene alle respondentene hadde synspunkter på. De som er delvis enig utgjør majoriteten; 7 % er helt enig, 58% er delvis enig, nær 35 % er ikke enig. Utsagnet er det som scorer den lavest på «helt enig» og den høyest på «ikke enig» av alle de syv utsagnene.

Knyttet til bruk av kvalitative metoder; for utsagnet «*Kvalitative metoder er det eneste som kan brukes for å verdivurdere enkelte interesser*» er det stor spredning i hvorvidt respondentene er enige eller ikke; nær 29 % er helt enig, 38 % delvis enig, 26 % ikke enig, og 7 % har ingen formening.

Når det kommer til at metodene bør reflektere eksisterende rammeverk, henholdsvis *økosystemtjeneste rammeverket* og *forskrift for konsekvensutredning (KU)* er det i hovedsak enighet blant respondentene om at dette er viktig (se figur 7). Samtidig så har nær 17 % a respondentene ikke synspunkt på relevansen av økosystemtjenesterammeverket), et resultat som kan indikere at dette rammeverket er ukjent for flere. Det er viktig å ta høyde for målgruppe og hvordan snakker om dette på en måte som folk forstår i brukerinteresse-studier. Dette fremgikk også i fritekstinnspillene, hvor noen påpeker at dette er viktig, mens andre kommenterer at det burde vært bedre forklart (i denne undersøkelsen) hva dette er.

3. Nedenfor er det noen utsagn om bruk av indikatorer og verdivurderingsmetoder for brukerinteresser i vassdrag. I hvilken grad er du enig i disse?



Figur 7. Utsagn om indikatorer og metoder for verdivurdering av brukerinteresser i vassdrag.

Fra undersøkelsen kan vi oppsummere noen funn fra nettsurveyen:

- Det lokale aspektet er viktig for mange; indikatorene som velges bør oppleves som *relevant blant lokale interessenter*.
- Det vil være nyttig å eksplisitt synliggjøre nytte på ulike nivåer og i hvilken grad en indikator eller metode egner seg for bruk på de ulike nivåene, lokalt, regionalt og nasjonalt.
- Det er også ansett som viktig at indikatorene, og metodene de inngår i, kan brukes *både for dagens situasjon, nåværende nytte og en tenkt/fremtidig situasjon og nytte*. Først da vil de kunne benyttes inn i en planleggingskontekst og i vurderinger av tiltak og alternativer.
- *Metoders etterprøvnbarhet* framgår som en viktig egenskap for mange. Dette er noe som kan bidra til økt transparens. Det er en utfordring med en del av dagens praksis og material at man ikke vet hva som ligger til grunn. Dilemmaet er imidlertid at for samtlige av metoder som har høy etterprøvnbarhet så er ressursbehovet relativt høyt, og dermed mer krevende å få gjennomført. Det kan i så måte være vanskelig forenelig med også et ønske om at metoden skal være *enkel å bruke*.
- *Deltagelse* i forbindelse med en nytteevaluering er generelt ansett som viktig for å forankre en studie og for å få aksept for en senere beslutning.

3 Brukersituasjoner som utgangspunkt for dokumentasjon av nytte

Det er en rekke metoder tilgjengelig for å dokumentere nytte fra goder, men ikke alle metoder er like egnet. Hva som er best egnet metode avhenger av forholdet mellom *brukersituasjon* og metodens egenskaper, hvor en brukersituasjon defineres av *formålet* og *konteksten* for nyttevurderingen.

I dette kapitlet diskuterer vi *brukersituasjoner* som utgangspunkt for metodevalg for nyttevurdering i regulerte vassdrag. Vi har identifisert tre hovedkategorier av *brukersituasjoner* for å belyse dette perspektivet:

- en brukersituasjon for økonomiske nyttehavere,
- en brukersituasjon for sosiokulturelle nyttehavere, og
- en brukersituasjon for miljønyttehavere.

For hver av de tre kategorier av brukersituasjoner diskuteres egnethet av økonomiske metoder, andre kvantitative metoder og kvalitative metoder relatert til henholdsvis et *lokalt*, *eller* et *regionalt* / *nasjonalt* perspektiv for nyttevurderingen. Når det gjelder spesifikk omtale av hver metode, se kapitel 2.

Brukersituasjonene i sammenheng med metoder for nyttevurdering utgjør utgangspunktet for et forenklet beslutningstre som vises i kapitel 4. Beslutningstreet inkluderer fire utgangspunkt av brukersituasjoner som kobles til spørsmål for å indikere potensielt egnede metoder. Spørsmålene har til hensikt å hjelpe og bevisstgjøre den som skal utføre verdivurderingen om kontekst og formålet med vurderingen.

Formålet for en nyttevurdering bestemmer om nyttevurderingen skal utføres for, (i) lokalt, (ii) regionalt eller (iii) nasjonalt nivå. Formålet bestemmer også om nyttevurderingen skal utføres i forbindelse med en konsekvensutredning (KU). I forbindelse med en KU skal en helhetlig samfunnsøkonomisk analyse besvare om et tiltak vil medføre større nytte enn kostnad, der kostnad kan forstås som ulempe for nyttehaverne som berøres av tiltaket. For slike situasjoner er det viktig med en helhetlig og integrert analyse for å vurdere konsekvenser for alle relevante økosystemtjenester og andre samfunnssteder.

Nytten av goder i et vassdrag er bestemt av en interaksjon mellom nyttehavere og biofysiske faktorer. Identifikasjon av nyttehavere og deres opplevelse av goder i et vassdrag er derfor viktig før nyttevurderingen gjennomføres. Vi anbefaler å følge anbefalingene til Miljødirektoratets veileder (2014) med å opprette en prosjektgruppe og en referansegruppe for å identifisere nyttehavere innenfor influensområdet. En robust nyttevurdering i forkant av en beslutning krever en kombinasjon av monetære og ikke-monetære metoder for å belyse ulike verdier (Vegvesenet 140). For en KU kreves det dermed metoder for å integrere og rangere monetære og ikke-monetære verdier på samme skala (Burkhard m.fl., 2012; Busch m.fl., 2012; Statens vegvesen, 2014; Pandeya m.fl., 2016). Når nyttevurderinger gjennomføres uavhengig av KU-prosesser, blir dette gjerne gjennomført i forbindelse med mulighetsstudier (Forseth m.fl., 2006) eller i forbindelse med en pågående debatt. Et eksempel her er den økonomiske nyttevurderingen utført i forbindelse med diskusjonen rundt regulering av Raundalselva (Solbakk, 2017).

Arealkartlegging av økosystemtjenester og verneområder reflekterer en helhetlig og anbefalt tilnærming for vurdering av tiltak, opprustnings- og utviklingsprosjekter (Egoh m.fl., 2008; Willemen m.fl., 2013) fordi dette bidrar til forståelse for konsekvenser av landskapsendringer. Arealkartlegging underbygger en analyse av hvordan tilbudet av økosystemtjenester endres geografisk som følge av endring i arealbruk (Ruijs m.fl., 2013) og illustrerer hvordan økosystemtjenester er koblet sammen via avveininger og synergier i ulike landskap (Raudsepp-Hearne m.fl., 2010; García-Nieto m.fl., 2013). I forbindelse med en arealkartlegging kan det være hensiktsmessig å vurdere konsekvenser i forbindelse med nyttehaveres behovsperspektiv, for nåværende situasjon men også for framtidsscenarioer illustrert med kart som viser romlig (Malinga m.fl., 2015) og temporær skala (Hein m.fl., 2016).

Kontekst for nyttevurderingen refererer til faktorer som grad av tilstedeværelse av økonomiske, sosiokulturelle eller miljønyttehavere, grad av konflikter, tilgjengelighet av data, ressurser tilgjengelig for nyttevurderingen. Dette er elementer som gjerne har innvirkning på hvordan nyttevurderingen bør utføres og forstås. Dersom økonomiske, og eller sosiokulturelle nyttehavere har blitt identifisert så bør nytten fra forsynende og kulturelle økosystemtjenester, i tillegg til nytte fra andre samfunns-goder dokumenteres innenfor bestemte geografiske områder relatert til vassdragsreguleringen. Andre kontekstuelle faktorer som historisk nytte og eventuelt konfliktnivå bør gjøres rede for (Troy m.fl., 2006). For områder med lav befolkningstetthet eller fravær av sterke brukerinteresser vil et fokus på økonomiske og sosiokulturelle nyttehavere sannsynligvis gi et feilaktig lavt nytteestimat for det totale bidraget av økosystemtjenester. I slike områder kan det være hensiktsmessig å vurdere regulerende økosystemtjenester og vurdere nytten gjennom å tolke eksisterende (og ikke-eksisterende) lover og forskrifter, veiledere og arealplaner og hvordan disse har blitt implementert av forvaltningen (se del 3.1.3 om miljønyttehavere). For vurdering av regulerende tjenester så er det viktig å ha fokus på økosystemskala og ha informasjon/data om biofysiske faktorer. Kunnskap om biofysiske faktorer er også et utgangspunkt for å vurdere potensiale for fremtid nytte fra forsynende og kulturelle økosystemtjenester (se del 3.1.3).

Når det gjelder brukersituasjonens kontekst, så har vi valgt å belyse dette gjennom å diskutere henholdsvis økonomiske, sosiokulturelle og miljønyttehaveres perspektiv når det gjelder valg av metode for nyttevurdering. Vi diskutere også konsekvensen av et lokalt versus regional/ nasjonalt fokus for en nyttevurdering.

3.1 Økonomiske nyttehavere

Økonomiske nyttehavere i regulerte vassdrag på lokalt nivå omfattes av *næringslivsaktører, grunneiere og kommune / forvaltning og staten*. Tilstedeværelse av et kraftselskap (kommunen kan være deleier) og andre bedrifter som selger opplevelsesaktiviteter i vassdraget er typiske *næringslivsaktører* lokalt. *Grunneieren* er økonomisk nyttehaver i forbindelse med salg av fiskekort, båtutleie, salg og utleie av hytter og hyttetomter, men kan også defineres som nyttehaver gjennom bruk av vassdraget som «transportåre», eller «gjerde», og eventuelt dersom vassdraget benyttes til irrigasjon og eller drikkevann for husdyr og mennesker, ettersom fravær av disse godene medfører økonomisk kostnad for grunneierne. *Kommune, og stat* er viktige nyttehavere i forbindelse med at de mottar inntekter fra skatt fra kraftproduksjon. Kommunen er også nyttehaver som følge av regulerings effekter for flomdemping i vassdraget, eller også eventuelt som følge av naturlig flomdempning via naturlige innsjøer og natur i vassdraget. I tillegg kan kommunen være økonomisk nyttehaver dersom vassdraget benyttes som drikkevann eller som resipient.

Vassdragets bidrag til verdiskapning hos næringslivsaktører og grunneiere i regulerte vassdrag:

- *Vannkraftnæring:* Dersom omfanget av goder som omsettes i et marked er betydelig slik det ofte er for kraftproduksjon, så er markedsprismetoden, og ringvirkningsanalyser egnet. Markedsprismetoden alene vil for øvrig ofte undervurdere nytte, og derfor benyttes helst *ringvirkningsanalyser* (del 2.3.1.1). Ringvirkningsanalyse vil gi informasjon om hva næringen som helhet bidrar med inn i lokalsamfunnet. Dersom kommunen er medeier i kraftselskapet så kan kommunen anses som en næringslivsaktør.
- *Turistnæring:* Vassdragslandskapet er i økende grad viktig grunnlag for turisme lokalt, regionalt og nasjonalt. For å vurdere nytten av vassdraget for lokal turistnæring benyttes gjerne ringvirkningsanalyser, se «Markedsprismetoden» (del 2.2.1.1), men også Transportkostnadsmetoden kan benyttes (Farstad m.fl., 2008).
- *Grunneiere:* Grunneiere er økonomiske nyttehavere i et vassdrag om de mottar inntekter fra salg av fiskekort, utleie av overnattingsted og båter og andre tjenester. Salg av fisk, salg fiskekort, utleie og salg av båt, hytte m.m. er ofte grunneierbaserte aktiviteter. Nyttens dokumenteres gjennom å beregne summen av alle fiskekort solgt over et gitt antall år for alle grunneiere innenfor et vassdrag. Det kan også være aktuelt å velge et vassdragsavsnitt dersom man ønsker å fremheve nytten av goder fra enkelt områder. Salg av fiskekort eller fiskerettigheter kan for enkelte lakseelver bidra til store inntekter det vil si til høy nytte for grunneiere, og det vil synliggjøre høy nytte for den som fisker i disse elevene. For enkelte grunneiere som driver med kombinasjonsnæring så kan slik inntekt være viktig. Grunneierlag er viktig å kontakte for å utrede disse som økonomiske nyttehavere. Markedsprismetoden og ringvirkningsanalyser kan være egnet, men dersom omsetning er lav i forhold til opplevd nytte, eller potensiale for nytte, så bør andre metoder benyttes. Betalingsvillighetsstudier (del 2.3.1.6) er vanlig å benytte i slike situasjoner, men også mulighetsstudier kan være egnet (Forseth m.fl., 2006). Vassdraget kan også ha funksjon som gjerde for husdyr. Dette innebærer en kostnad for grunneieren dersom denne funksjonen bortfaller, markedsprismetoden er egnet.

Kommune og stat og forvaltning som økonomiske nyttehavere

Nytte av kraftproduksjon i vassdraget (et gode) for næring og samfunn kan estimeres gjennom å koble bruk av *markedsprismetoden* til å beregne inntekter av kraftproduksjon med gjeldende skatte- og avgiftsregler til å beregne skatteinntekter. Ringvirkningsanalyser er hensiktsmessig siden kraftproduksjon også innebærer andre goder som også bør dokumenteres om hele bildet skal synliggjøres.

- *Konsesjonskraft*, med konsesjonskraft forstås den del av kraftproduksjonen som eierne av et vannkraftverk i henhold til konsesjon er pålagt å levere til de kommuner som er berørt av utbyggingen, eventuelt også fylkeskommunen og staten. Konsesjonæren skal avgjøre inntil 10 pst. av innvunnet kraftøkning til kommuner og fylkeskommuner og inntil 5 pst. til staten, beregnet etter spesielle regler. Den økonomiske betydningen av konsesjonskraftavståelsen tilsvarer differansen mellom prisen på kraft i markedet og prisen på konsesjonskraft, hensyntatt at konsesjonskraftmottaker må betale innmatingsavgift. Konsesjonskraften varierer noe fra år til år, hovedsakelig på grunn av endringer i rentenivået og kraftselskapenes skattekostnader.
- *Konsesjonsavgift*, konsesjonsavgiftene er en kompensasjon til distriktene hvor ressursen befinner seg for påførte skader, samt et virkemiddel for å la distriktene ta del i det økonomiske utbyttet ved en vannkraftutbygging. Konsesjonsavgiftsmidlene danner et fond særskilt for hver kommune som skal anvendes til fremme av næringslivet i kommunen. Konsesjonsavgiftene til staten inngår i statens konsesjonsavgiftsfond. Avgiften blir

skjønnsmessig vurdert for hver konsesjon, basert på skadeomfang, utbyggingens lønnsomhet og utbyggers økonomi. Satsene blir indeksjustert hvert femte år.

- *Næringsfond*, utbetaling av Næringsfond kan pålegges kraftprodusenten. Utbetaling til et næringsfond blir fastsatt i henhold til størrelsen på kraftproduksjonen og ulempene utbyggingen forårsaker. Konsesjonsavgiftsmidler og næringsfond danner et fond som skal anvendes til fremme av næringslivet i kommunen.
- *Grunnrenteskatt til staten*, grunnrenten fastsettes som normert salgsverdi av det enkelte kraftverks produksjon i inntektsåret, fratrukket driftsutgifter, konsesjonsavgift, eiendomsskatt og avskrivninger. I tillegg gis fradrag for en friinntekt som skal hindre at normalavkastningen blir beskattet med grunnrenteskatt. Produksjonen vurderes til spotmarkedspriser, med unntak av konsesjonskraft, visse langsiktige kontrakter og kraft som brukes i eget foretak. Skattesatsen er 27 pst.
- *Naturressursskatt*, naturressursskatten beregnes med 1,1 øre/kWh til kommunen og 0,2 øre/kWh til fylkeskommunen av gjennomsnittlig produksjon av kraftverket de siste 7 årene. Naturressursskatten er uavhengig av selskapenes lønnsomhet, og gir et stabilt skatteproveny til kommuner og fylkeskommuner.
- *Eiendomsskatt*, Kommunene kan skrive ut eiendomsskatt på det enkelte kraftverk, på tilsvarende måte som for annen næringseiendom. Skattesatsen ligger i intervallet 0,2 – 0,7 pst. Eiendomsskatten avhenger av markedsprisen på kraft fordi takstverdien blant annet er basert på spotmarkedsprisen siste 5 år (rullerende gjennomsnitt).
- *Eierinntekter*: Dersom kommunen er medeier i kraftselskapet så må inntekten fra eierandelen også legges til nytten fra skatteinntekter lokalt.
- *Vassdragsreguleringens bidrag til flomdemping*: Bidraget fra en regulering til flomdemping er et gode som kan nytte vurderes. «Skadekostnadsmetodikk», altså hva ville være kostnader samfunnet ble påført om reguleringen bortfalt vil gi et økonomisk estimat på nytten av flomdempning (se 2.2.1.2).
- *Inntekter til Staten*, på nasjonalt nivå er staten en nytteholder i forbindelse med skatteinntekter fra kraftproduksjon. Markedsprismetoden er egnet (del 2.2.1.1). Balansekraft som gode reflekteres i skatteinntekter på nasjonalt nivå (Rasmussen m.fl., 2014).

Nytten av økosystemgoder for samfunn

- *Vassdraget som resipient, renseeffekt*: Vassdraget og våtmarkene rundt kan ha en renseeffekt på forurensende avrenning og avløp. Dette bidraget kan vurderes gjennom å benytte «kostnadsbaserte tilnærminger», det vil si nytten av vassdrag / våtmarker tilsvarer hva samfunnet vil spare på å ikke bygge renseanlegg eller rense utslipp på andre måter (se del 2.2.1.2).
- *Vassdragets økosystem, eller del-momenter av dette er grunnlaget for goder* som omsettes i et marked, i slike tilfeller er «produksjonsfunksjonsmetoden» egnet (2.2.1.3). Denne tilnærmingen er relevant for å nyttevurdere støttende økosystem tjenester (se også del 3.1.3). Denne metoden kan ha en viktig funksjon for datafattige områder, gjennom å benytte overføringsstudier fra andre steder som estimat (del 2.3.1.8) (Maltby, 2009).

Argumenter for å ikke benytte prissetting kan være etisk motiverte, eller fordi pris alene ikke er i stand til å gi et tilstrekkelig bilde på opplevd nytte. I slike tilfeller kan andre kvantitative tilnærminger og kvalitative metoder være egnet.

Andre kvantitative tilnærminger til dokumentasjon av økonomisk nytte

- *Vassdragets bidrag til økonomisk velferd lokalt*: Spørreundersøkelser kan gi informasjon om betydningen av goder for økonomisk velferd for enkelte aktører slik som grunneiere i et

samfunn. Dette er også en tilnærming til å bedre forstå betydningen av kraftinntekter for en kraftkommune.

- *Vassdragets bidrag til ringvirkningseffekter, som sysselsetting og tjenesteproduksjon:* Deskriptiv statistikk kan brukes til å underbygge argumenter om hvor viktig en aktivitet er i en kommune basert på verdiskapning og sysselsettingseffekter av næringer.
- *Bidrag til forsyningssikkerhet for kraft regional og nasjonalt:* Statistisk analyse av andelen kraft produksjon som vassdraget bidrar med regionalt og nasjonalt gir et bilde nytte av vassdraget i forsyningssammenheng.

Kvalitative tilnærminger til dokumentasjon av økonomisk nytte

Kvalitative metoder kan være egnet til å supplere eller informere om situasjonen rundt økonomisk velferd i et samfunn. Kvalitative metoder er relevante der kvantitative metoder under-representerer nytten nyttehavere opplever, dette gjelder særlig i områder med lav befolkningstetthet. Informasjon om tidligere viktige økonomiske sektorer kan gi et relevant perspektiv på dagens og fremtidens nyttepotensiale.

Det kan også være relevant å informere om historikk viktige økonomiske sektorer (nyttehavere) i et samfunn.

- *Nyttevurdering og informasjon om relative bidrag av ulike vassdragsbaserte næringer:* Fokusgruppediskusjoner er godt egnet i kobling med økonomiske metoder for å bedre situasjons relatere resultater fra overføringsstudier til det nye studieområdet. Slike metoder kan bidra til at påvirkede grupper i et samfunn bedre forstår konsekvenser av tiltak for deres økonomiske aktivitet (del 2.2.3.3).
- *Vassdragets bidrag til økonomiske identitetsmarkører lokalt:* Dersom godene representerer viktige identitetsmarkører på samfunnsnivå så kan tolkning av dokumenter, slike som aviser, nettsider, oppslag i radio der interessene nevnes være hensiktsmessig for å dokumentere opplevd nytte (del 2.2.3.4). Også dokumentasjon av historier og adferd (del 2.2.3.1) være egnede tilnærminger for å synliggjøre betydningen av goder.
- *Bidrag til forsyningssikkerhet for kraft regional og nasjonalt:* Tolking av NOUere og andre politiske dokumenter kan bidra til å si noe om i hvilken grad forsyningssikkerhet, økt kraftforsyning har nytte på en politisk dagsorden.

Økonomiske nyttehavere på lokalt nivå

For å sikre lokal kontekst og forankring er *medvirkning* av flere understreket som viktig (Cowling m.fl., 2008; Maynard m.fl., 2015). Økonomiske metoder har i utgangspunktet ikke medvirkning som en del av metoden, men flere studier har koblet økonomiske metoder for nyttevurdering med drøftende metoder (Lo m.fl., 2013; Kenter m.fl., 2016). En medvirkningskomponent er særlig relevant om overføring av nytteverdier fra andre studier blir benyttet. Medvirkning i forbindelse med økonomiske metoder kan også bidra til datagenerering. I slike tilfeller kan medvirkning fra relevante aktører for data og kunnskapsgenerering hjelpe.

I tilfeller der det både er *lav tilgang til eksisterende data* og få økonomiske nyttehavere lokalt, kan det vurderes om det er grunnlag for å iverksette økonomisk nyttevurdering på regionalt eller statlig nivå. Det kan også vurderes om det er mest hensiktsmessig å vurdere nytten for miljøet som nyttehavere, se del 3.3, Miljønyttehavere.

Kvalitative metoder er også viktig for å avdekke eventuelle lokale konflikter. Konflikter mellom aktører vil påvirke resultater fra nyttevurderingsstudier.

Økonomiske nyttehavere på regionalt og statlig nivå

Dersom det er godt tilfang av økonomiske nyttehavere på regional og nasjonalt nivå er økonomiske metoder generelt godt egnet. I motsetning til lokalt nivå der monetære estimater kan bli kunstig lavt grunnet lavt befolkningsantall, er ikke befolkningsantall et tilsvarende problem for regional og nasjonal skala.

3.2 Sosiokulturelle nyttehavere

Sosiokulturell nytte kan defineres som antroposentrisk nytte i et vassdrag uten økonomisk dimensjon. Slik nytte er gjerne forbundet med rekreasjon, friluftsliv, velvære og estetiske verdier, stedsidentitet, åndelig berikelse, religiøse verdier, inspirasjon og symbolske perspektiv, kunnskap og læring, naturarv. Med referanse til TEEB-rammeverket er det relevant å i tillegg nevne bevaringsverdi, og altruistisk verdi, og opsjonsverdi (TEEB, 2008). Viktige sosiokulturelle nyttehavere i regulerte vassdrag kan være, turgåere, syklistene, folk som driver med vintersport som skigåing, skøyting, slalåm, laksefiskere (anadrom fisk), innlandsfisker, fluefiskere, svømmere. Flere hevder at ikke-monetære verdier, slike som åndelig berikelse, opplevelser som gir inspirasjon krever en annerledes tilnærming enn økonomisk metode (de Groot m.fl., 2010; Scholte m.fl., 2015). Dette omfatter også identifikasjon av goder.

Under diskuterer vi økonomiske, andre kvantitative og kvalitative metoder for å vurdere sosiokulturell nytte. Også spesifikke forhold for lokalt, regionalt og nasjonalt nivå blir poengtert.

Økonomiske tilnærminger for dokumentasjon av sosiokulturell nytte

Nyttehavere kan ha preferanse for å benytte økonomiske metoder også i tilfeller der det ikke er marked for et gode. Årsaken kan være en opplevelse av at monetære mål i større blir tatt hensyn til av beslutningstakere (utsagn fra informant). I slike tilfeller må «parallele markeder», og «konstruerte markeder» benyttes. Et parallelt marked benytter andre relevante faktiske utgifter som et proxy for nyttevurderingen av det aktuelle godet. Et konstruert marked som tilnærming innebærer at man skisserer et marked og spør hvor mye vil man betale for et gode såkalte betalingsvillighetsundersøkelser, valgmodellteknikker er et annet eksempel.

- *Nytten folk opplever av å ha tilgang til ulike typer friluftsliv – lokalt, og regionalt / nasjonalt: Betalingsvillighetsundersøkelser* er den mest brukte økonomiske metoden til å forsøke å prissette opplevelsesverdier som ikke er i markedet. Metoden undersøker hva som er folks betalingsvillighet for forskjellige aktiviteter, slik som hva folk er villige til å «hypotetisk» betale for å kunne gå på tur vassdraget - med vannføring, eller hva er nytten av å kunne ta med familien på fisketur i nærmiljøet. Tilnærmingen har vært kritisert, både for å overestimere og for å underestimere nytten. Det kan argumenteres for at desto lengre unna man er et gode desto vanskeligere er det å vurdere betalingsvillighet. Det kan også være at i den grad denne metoden er egnet så er den mer egnet på lokalt nivå – ettersom bortfall, eller tilgjengelighet av et gode vil merkes av de som mottar undersøkelsen (del 2.2.1.7).
- *Nyttevurdere friluftslivsaktiviteter gjennom rangering:* Valgmodellteknikker er mindre brukte, og noe mer krevende å sette opp. Grunntanken bak denne metoden er at befolkningen ikke fritt oppgir sin betalingsvillighet, men får forhåndsbestemte valgmuligheter i en hypotetisk situasjon.
- *Friluftsliv som krever reising:* Dersom vassdragsmiljøet som verdsettes ligger i en annen del av landet, så er transportkostandsprismetoden en metode som benyttes for å prissette sosiokulturell nytte ved å estimere tidsbruk og multiplisere dette for antall individer som bedriver denne aktiviteten og med en time pris (del 2.3.1.4)

Andre kvantitative tilnæringer for å dokumentere sosiokulturell nytte

Når det gjelder betydningen av sosiokulturell nytte så kan dette vurderes ved å måle grupperes aktivitetsnivå, bruksfrekvens relatert til godet. Dette er et viktig kriterium for verdivurdering av friluftsliv i Miljødirektoratets veileder (Miljødirektoratet, 2013). Tallfestede aspekter som oppmøte, deltagelse, tidsbruk, frekvens og intensitet i et samfunn gir en etterprøvbart dokumentasjon på opplevd nytte. Denne typen metoder passer best om det er en relativ høy befolkningstetthet innenfor undersøkelsesområdet. Er det lav befolkningstetthet vil metoden kunne underestimere nytten opplevd lokalt. En måte å ta høyde for lavt befolkningsnivå er å vurdere deltagelse i forhold til en andel innenfor kommunen eller innenfor en gruppe i kommunen. Da får vi et mer relativt begrep om bidrag til sosial velferd på kommunalt nivå. Potensialet for nytte bør også sees i sammenheng med hva som er tilbud til en gruppe, og hva som er behov.

- *Nytten vi opplever gjennom å vurdere tidsbruk i vassdraget:* Kvantitative intervjuer til å dokumentere aktivitetsnivå: her er det relevant å dokumentere, bruksfrekvens, tidsbruk, og det er relevant å spesifisere for ulike grupper deltagere – som familier, ungdommer, eldre, enslige og barn, for å kunne si noe om behov og forsyning på samfunnsnivå.
- *Nytten vi opplever gjennom å vurdere antall «besøk»:* Deskriptiv statistikk for eksempelvis, parkeringsstatistikk, deltagerstatistikk; antall treff i sosiale medier; antall ganger nevnt i mediaartikler. Data fra sosiale medier slik som Instagram kan gi et dokumenterbart grunnlag for å vurdere trend.

Kvalitative tilnæringer for å dokumentere sosiokulturell nytte

Metoder for å dokumentere historier og opplevelser knyttet til aktivitetsnivå for å få en større forståelse av nytten utover tallfesting omfatter kvalitativ nyttevurdering. *Medvirkning* som en del av metoden er et typisk kvalitativt element, og et viktig element i de situasjoner hvor det finnes lokal kunnskap som bør inkluderes, og når lokal forståelse er viktig for beslutningen som tas. Medvirkning kan bidra til å få en helhetlig forståelse av spesifikke forhold. Medvirkning kan gjennomføres via bruk av drøftende metoder, slik som fokusgruppediskusjoner, eller kvantitative intervjuer (spørreundersøkelser), eller kvalitative intervjuer og kan gjerne benyttes i sammenheng med andre metoder.

- *Nyttevurdering gjennom å forstå vassdragets grunnlag for sosial velferd:* Åpne intervjuer gjennomføres for å bedre forstå lokal kontekst. Slike intervjuer kan også alene gi informasjon om grunnlaget for sosial velferd i et samfunn gjennom at informanter deler opplevelser, erfaringer fra vassdraget og holdninger og preferanser. Ofte så presenteres dataene fra slike intervjuer også i kvantitativ form og kan være egnet for å si noe om i hvilken grad vassdragsbaserte aktiviteter bidrar til identitetsfølelse.
- *Nyttevurdering av folks preferanser for elvestrekningers egenskaper for ulike aktiviteter:* Observasjon av hvordan og når befolkningen nyter, opplever eller oppsøker goder fra økosystemtjenester kan si mye om betydningen av godet lokalt, men også for regionalt og nasjonalt nivå – dersom det er tilreisende.
- *Lokale innbyggers preferanser for aktiviteter i vassdraget:* Fokusgruppediskusjoner og scenarie-metodikk kan benyttes for å bestemme nytte av sosiokulturelle goder. Særlig er dette egnet på lokalt nivå. Slike drøftende metoder har ofte som mål å sette preferanse for goder på samme skala.
- *Historiske dokumenter og dagens aviser og sosiale medier:* Tolkning av ulike typer historiske dokumenter kan være egnet for å si noe om i hvilken grad godet bidrar til identitetsfølelse; tolkning av avisartikler som omhandler nytte fra spesifikke økosystemtjenester.

- *Stier og hytter i vassdragslandskapet*: DNT, og kulturminneforskning. Den Norske Turistforenings (DNT) kartgrunnlag kan studeres for å identifisere stier og hytter i vassdragslandskapet. Det er viktig å også kontakte lokale DNT lag og lokale turgrupper.

Sosiokulturelle nyttehavere lokalt nivå

Sosiokulturelle goder i et lokalsamfunn har gjerne kobling til lokal identitet, stedstilhørighet og er derfor viktige for velferd. Generelt vil kvalitative metoder alltid egne seg på lokalt nivå, men disse vurderingene vil forsterkes om suppleres med kvantitative metoder, både økonomiske og andre kvantitative metoder.

Sosiokulturelle nyttehavere regionalt og nasjonalt nivå

Kvantitative tilnæringer inkludert økonomiske metoder er ofte benyttet for å synliggjøre at goder har nytte på regionalt og nasjonalt nivå. Egnede metoder omfatter statistisk analyse over besøk og reiser, markedsprismetoden og også transportkostandsmetoden. På regionalt nivå vil også skadekostnadsmetoden kunne være egnet. Statistikk analyse er egnet til å vurdere av medieoppslag, foto publikasjoner på regional og nasjonalt nivå. Årsaken til at kvalitative metoder i mindre grad blir benyttet er at behovet for tilstrekkelig datatilfang og representativitet i forbindelse med metodikk som drøfting, observasjon og åpne intervjuer blir svært resurskrevende dersom resultater skal representative og etterprøvbare. Ved bruk av kvalitative metoder på regionalt og nasjonalt nivå så er tolkning av dokumenter og tolkning av medieoppslag best egnet.

3.3 Miljønyttehavere

Miljønyttehavere representerer perspektivet om at naturen har egenverdi, men også nytten av å ha et fremtidig potensiale for bruk. Miljønyttehavere er representert via natur- og kulturmiljøorganisasjoner, men også kommunal, regional og nasjonal naturressursforvaltning.

Økosystemtjeneste-rammeverket inkluderer et perspektiv om nytte av naturelementer indirekte gjennom naturelementers grunnlag for støttende og regulerende økosystemtjenester. Naturelementer er delbestandene som muliggjør støttende og regulerende tjenester med en *indirekte* kobling til forsynende eller kulturelle tjenester. Koblingen for øvrig til økonomiske, eller sosiokulturelle nyttehavere er ikke alltid kjent eller tilstede (de Groot m.fl., 2016). Det er særlig noen naturelementer som er viktig for bidraget fra regulerende og støttende økosystemtjenester. Biomasse over og under jorden, tetthet, vekstrate og suksjonsstadium har fordelaktig innvirkning på regulerende tjenester slike som klima (karbonlagring), regulering av vannføring (flomvern), sedimentregulering (reduert erosjon), vannrensning (god vannkvalitet) og luftkvalitetsregulering (god luftkvalitet) (de Groot m.fl., 2016). Også elementer som *tilstedeværelse og mangfoldet av nøkkelarter og grupper* av arter er særlig viktig for pollinering og sykdomsregulering, men også for økologiske interaksjoner (MEA, 2005; Mace m.fl., 2012; Balvanera m.fl., 2014; de Groot m.fl., 2016).

Dokumentasjon og arealkartlegging av biofysiske forhold er viktig utgangspunkt og redskap for å vurdere bidrag av goder fra støttende og regulerende økosystemtjenester. Kartleggingen er også viktig for å kunne si noe om potensiell fremtidig økonomisk og sosiokulturell nytte. Kunnskap om ulike økonomiske og sosiokulturelle nyttehaveres preferanser for biofysiske karakteristikk (Zinke m.fl., under utarbeidelse) gir i sammenheng med kunnskap om vassdragsområdets biofysiske karakteristikk og markedsprisanalyser fra tilsvarende områder, innblikk i mulig fremtidig økonomisk -og sosiokulturell nytte av økosystem-goder. En slik tilnærming har parallell i utviklingen av Samla plan (Se Stortingsmeldinger om samla plan: St.meld.nr. 63 (1984-85), St.meld.nr. 53 (1986-

87) og St.meld.nr. 60 (1991-92; og Innst. 401 S (2015-2016)). Samla plan rangerer potensiell lønnsomhet (*økonomisk nytte*) av vassdrag for kraftproduksjon basert på kunnskap om slikt som vannføring og topografi i de forskjellige vassdragene¹. Ansvar for ivaretagelse av et potensiale for *fremtidig økonomisk og sosiokulturell nytte* av vassdrag for fremtidige generasjoner er pålagt miljøforvaltningen.

I norsk forvaltningspraksis reflekteres perspektivet om at naturelementer har verdi i KU-programmer. Veilederen til KU viser til at det skal utredes mulige konsekvenser for: naturtyper og ferskvannslokalteter, ferskvannsbiologi, marine forhold, karplanter, mose, lav og sopp, pattedyr, fugl, fisk og klima, luft, grunnvann og geofag (NVE, 2010). I denne rapporten tar vi utgangspunktet i at naturelementer er goder og at disse godene representeres av miljønyttehavere. I avsnittene under identifiserer vi metoder for å estimere naturens egenverdi slik den blir vurdert i dagens samfunn.

Miljøet som nyttehavere og økonomisk nytteevaluering

Økonomisk nytteevaluering kan være relevant som en «proxy» for å nytteevaluere naturelementer og økosystem ettersom samfunnet har en tendens til å måle alle verdier i kroner.

- «Nytten» av økosystemer, arters egenverdi, og nytten av å ivareta naturen for fremtidige generasjoner: *Betalingsvillighetsundersøkelser* er den mest vanlige metoden for å vurdere hvilken pris grupper i samfunnet ønsker å sette på naturelementer. Et eksempel til illustrasjon kan være, studien til White m.fl. (1997) som benytter betalingsvillighet for å estimere verdien av oter.
- *Økonomisk verdi samfunnet setter på naturmiljø*: Markedsprismetoden ved å estimere total innbetalt medlemsavgift til natur og naturmiljø organisasjoner, og også *statsstøtte* til slike organisasjoner kan illustrerer nytten samfunnet setter på naturens egenverdi, og fremtidig potensiale.

Miljøet som nyttehavere og andre kvantitative metoder for å dokumentere nytte

- *Sivilsamfunnet opplevelse av nytte, gjennom å utvise støtte til naturmiljøverdier*: Statistisk analyse for å vise medlemskap i naturmiljø organisasjoner, deltagelse i demonstrasjonstog er tilnærminger som vil gi informasjon om hvordan vi anerkjenner miljøverdier uten økonomisk eller sosiokulturell nytte. Statistikk over nasjonalparker, naturvernområder, vassdrag med miljøbasert vannføring, er også indikatorer som vil gi informasjon om «nytte» av naturens egenverdi på regionalt og nasjonalt nivå.

Miljø og kvalitative tilnærminger for nytteevaluering

Kvalitative tilnærminger til å estimere hvordan samfunnet nytteevaluerer naturens egenverdi omfatter især tolkning av eksisterende lover og regler og hvordan disse blir iverksatt.

- *Statens verdsetting av naturmiljøelementer*: En kvalitativ vurdering, tolkning av ulike naturmiljøtema som skal konsekvensutredes og hvordan disse vektlegges i søknadsprosesser. Se veiledere og referansedokumenter: Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk

¹ Samla Plan rangerte kraftproduksjon i grupper etter lønnsomhet og konflikter - også justert etter kriterier som lokalt/regionalt energibehov, regionaløkonomi og kommunenes holdninger til en utbygging). Avhengig av gruppeplassering ble prosjektene fordelt i tre kategorier: Kategori I: Prosjekter som kunne konsesjonsbehandles straks og fortløpende for å bidra til å dekke energibehovet. Kategori II: Prosjekter som kunne nyttes til kraftutbygging eller andre formål, men prosjektene kunne ikke konsesjonssøkes inntil videre. Kategori III: Prosjekter som ikke var aktuelle for utbygging på grunn av meget stor konfliktgrad med andre brukerinteresser og/eller høye utbyggingskostnader.

mangfold (Direktoratet for Naturforvaltning, 2007); Kartlegging av ferskvannslokaliteter (Direktoratet for Naturforvaltning, 2001) og Truete vegetasjonstyper i Norge (Fremstad og Moen, 2001). Landskapet skal beskrives i henhold til "Nasjonalt referansesystem for landskap" (Puschmann, 2005). Grunnlaget for nytteevaluering ut fra dagens forvaltningspraksis er «nytte» for særskilte naturtyper og arter er bestemt av om disse er utpekt til å være prioriterte arter og utvalgte naturtyper for økt beskyttelse. Høy grad av unikhhet eller sjeldenhet er også kriterier for høy nytte, gitt av forekomst av arter, rødlistearter og arter som omfattes av Miljødirektoratets handlingsplaner (://www.dirnat.no/truaarter).

- *Statens verdsetting av økosystem, og regulerende økosystemtjenester:* Tolkning av nasjonale lover og verifiserte internasjonale konvensjoner kan brukes til å vurdere hvordan samfunnet verdsetter og har verdsatt naturmiljø og økosystem. Norge er bundet av en rekke internasjonale konvensjoner som forplikter statene til overholder internasjonale bestemmelser. Nyttens av å opprettholde forpliktelser, eller motsatt, den negative nytten (kostnaden) av misligholdelse av internasjonale bestemmelser kan vurderes kvalitativt.
- *Lokal verdsetting av naturmiljøelementer:* Lokalt så kan tolkning av historiske dokumenter vise hvordan naturtyper og særskilte arter og habitater har blitt tatt vare på i tilknytning til utbyggingsprosjekter si noe om nytteevaluering lokalt. Arealplaner er også egnede dokumenter for å vurdere hvordan økosystem og naturelementer er verdsatt.

4 Oppsummering og avsluttende kommentarer

Denne rapporten har som formål å bidra til å etablere oversikt over metoder for nytteevaluering av goder i vassdrag. Dette kapitlet gir en oppsummerende oversikt av rapportens innhold gjennom å presentere metoder for nytteevaluering i en tabell med tilhørende vurdering av egenskaper, og gjennom en figur som viser et enkelt beslutningstre for metodevalg.

Vi identifiserer goder gjennom å fokusere på aktiviteter, opplevelser og interesser som nyttehavere opplever i vassdrag regulert for kraftproduksjon. Goder er således bredt definert. Vi inkluderer goder fra økosystemtjenester for å synliggjøre de godene som mennesker og samfunn mottar fra økosystemfunksjoner, men vi ser også behovet for å vurdere nytten fra andre samfunnsgoder. I forbindelse med en konsekvensutredning, eller i forbindelse med en revisjon av en kraftkonsesjon, er det viktig å vurdere nytten fra alt som nyttehavere opplever som goder i samfunnet. I regulerte vassdrag er det viktig å vurdere samfunnsnyttene fra kraftproduksjon og andre relaterte «goder» slik som for eksempel forsyningsikkerhet og regulerbarhet.

Nyttehavere, altså aktører som opplever nytte i forbindelse med goder, kan i regulerte vassdrag oppleve økt nytte eller ulempe i forbindelse med et endret vannføringsregime. Endret nytte og eller ulempe har kobling til økonomisk og eller sosiokulturell velferd. Nytt uttrykkes og kan dermed dokumenteres gjennom: (i) betalingsvillighet for et gode (gjennom faktiske marked, eller parallelle eller konstruerte marked), (ii) nedskrevne historier og uttrykk, observasjon av adferd, og registrerte aktiviteter, og (iii) hvordan planer, lover og regler prioriterer mellom goder og hvordan disse blir implementert og iverksatt. Vi har et perspektiv om at *verdivurdering* er en *politisk vurdering* som bør baseres på dokumentert nytte.

Tabell 2 nedenfor oppsummerer totalt 14 metoder for å dokumentere nytte, syv økonomiske metoder, tre andre kvantitative og fire kvalitative metoder. Egenskaper er vurdert for hver av disse. Vurderingene av hva som bestemmes til å være henholdsvis, «lav», «moderat», eller «høy» er basert på forfatterens generelle vurdering, i noen grad er vurderingene støttet på litteratur. Også nivåer av metodenes egnethet for lokalt, regionalt og nasjonalt nivå er basert på forfatterens skjønn. I kapittel 2 forklares begrunnelsene til egenskapsvurderingene. For noen vurderinger, kan det være uenighet om «graderingen», mens andre vurderinger er lite kontroversielle; eksempelvis i hvilken grad deltagelse er involvert i metoden. Formålet med tabelloversikten er primært å øke bevisstheten i forbindelse med at et metodevalg også er valg av metodens egenskaper. I forbindelse med resultater fra nettsurveyen viser sammenstillingen i tabellen noen interessante funn: 1. Metodens «etterprøvbarehet» var i henhold til nettsurveyens resultater en viktig egenskap for mange informanter; en egenskap som scorer høyt for de fleste økonomiske metoder (Tabell 2). Dilemmaet er at for samtlige av disse metoder så er ressursbehovet relativt høyt, og dermed mer krevende å få gjennomført. 2. Deltagelse i forbindelse med en nytteevaluering er generelt ansett som viktig for å forankre en studie og for å få aksept for en senere beslutning, men metoder som baserer seg på deltagelse scorer generelt lavere på etterprøvbarehet fordi det er vanskelig å oppnå et representativt utvalg. Noen hovedmønstre som fremtrer gjennom denne tabelloversikten er; generelt egner økonomiske metoder seg på nasjonalt nivå (stort utvalg), mens kvalitative metoder og metoder med deltagelse har økt relevans på lokalt nivå.

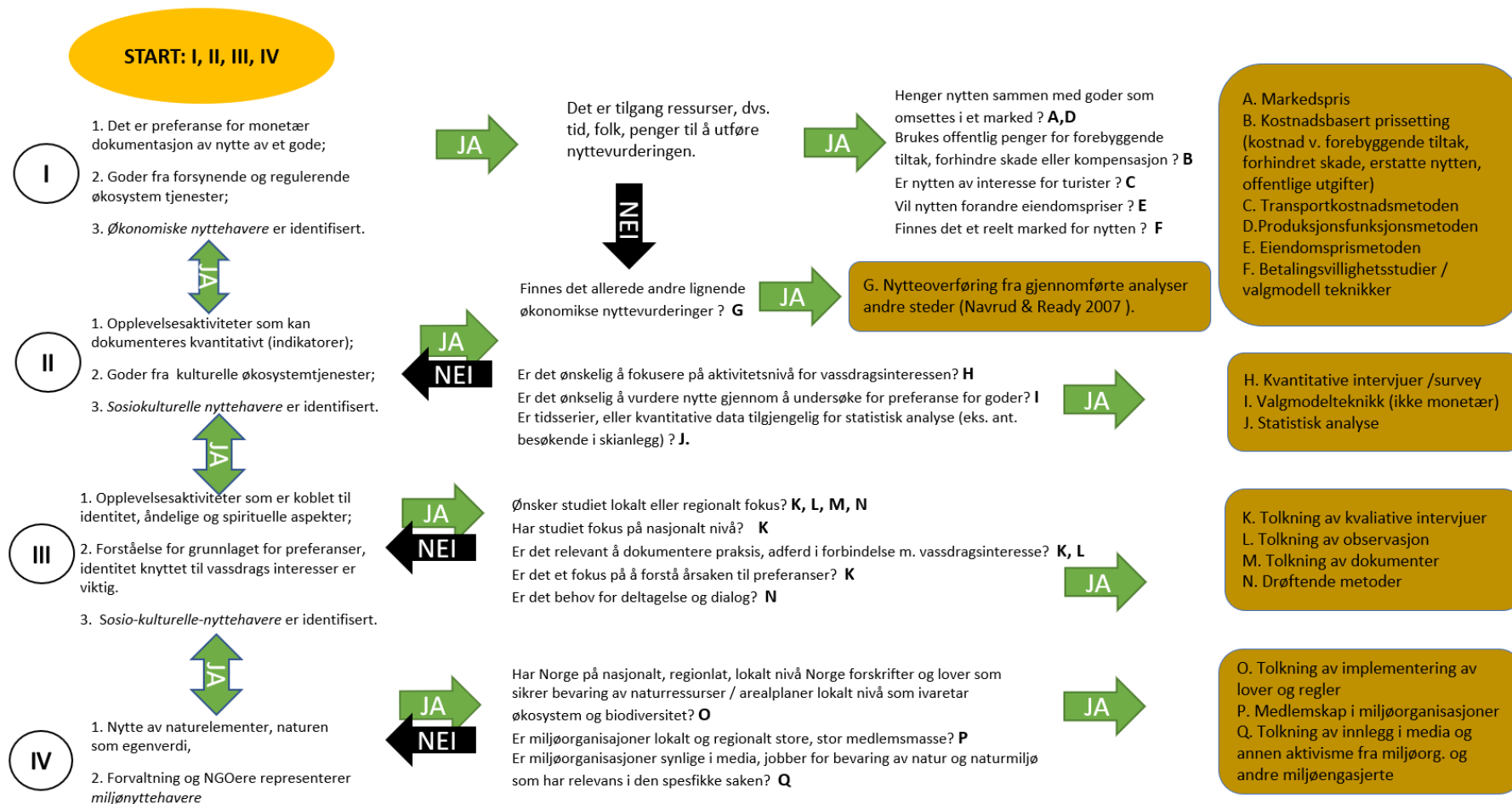
Figur 8 illustrer et forenklet beslutningstre som kobler fire ulike brukersituasjoner til relevante metoder for nytteevaluering av vassdragsinteresser. Brukersituasjonene har føring for metodens egnethet. Det er skissert fire mulige startpunkter, med linje til de andre brukersituasjonene. Denne

situasjonen synliggjør at et gode kan nyttevurderes gjennom å koble metoder, og at et gode kan ha forskjellige typer nyttehavere, både økonomiske, sosiokulturelle og miljønyttehavere. Et bærekraftig samfunn trenger balanse mellom disse dimensjonene.

Tabell 2. Økonomiske, andre kvantitative og kvalitative verdivurderingsmetoder er vurdert i henhold i syv egenskaper.

Metoder	Monetær /kvantitativ / kvalitativ	Egnet for lokalt, regionalt eller nasjonalt nivå	Datakrav, ressursbehov	Tidsmessig ramme for metode	Deltagelse inkludert	Etterprøvnbar	Transparens / forståelighet av befolkning
Markedspris	Monetær metoder	Lokalt, regionalt og nasjonalt	Moderat til høy	Egnet for fortid, nåtid, fremtid	Nei	Høy	(Lav) til høy
Kostnadsbasert prissetting		Lokalt og regionalt	Moderat til høy	Egnet for fortid, nåtid, begrenset for fremtid	Nei	Moderat til høy	Moderat
Transportkostnadsmetoden		Regionalt og nasjonalt	Moderat til høy	Egnet for fortid, nåtid, begrenset for fremtid	Nei	Moderat til høy	Moderat til høy
Produksjons-funksjonsmetode		Lokalt og regionalt	Høy	Egnet for fortid, nåtid, fremtid	Nei	Moderat til høy	Lav til moderat
Eiendomspris metoden		Lokalt (eventuell regional)	Høy	Egnet for fortid, nåtid, fremtid	Nei	Høy	Moderat
Betalingsvillighetsundersøkelse		Lokalt, regionalt og nasjonalt	Høy	Egnet for fortid, nåtid, fremtid	Nei	Moderat	Lav til moderat
Overføring nytteverdier (Benefit transfer)		Lokalt, regionalt og nasjonalt	Lavt til moderat	Egnet for fortid, nåtid, fremtid	Nei	Moderat til høy	Lav til moderat
Kvantitative intervjuer	Ikke-monetære kvantitative metoder	Best egnet for lokalt eller regionalt	Moderat	Best egnet for nåtid	Ja	Moderat	Høy
Ikke-monetære valgmodellteknikker		Best egnet for lokalt el. Regionalt	Moderat	Best egnet for nåtid	Nei	Lav til moderat	Moderat
Statistiske metoder		Lokalt, regionalt og nasjonalt	Lav til moderat	Egnet for fortid og nåtid	Nei	Høy	Moderat til høy
Tolkning av åpne intervjuer	Kvalitative metoder	Lokalt og regionalt	Moderat	Egnet for fortid, nåtid, fremtid	Ja	Lav	Moderat til høy
Tolkning av observasjoner		Lokalt og regionalt	Moderat til høy	Egnet for fortid, nåtid, mindre egnet for fremtid	Ja	Moderat	Moderat til høy
Tolkning av dokumenter		Lokalt, regionalt og nasjonalt	Moderat	Best egnet for fortid, nåtid	Nei	Moderat	Lav til moderat
Drøftende metoder		Lokalt og regionalt	moderat	Fortid, nåtid.	Ja	Moderat	Moderat til høy

Figur 8. Et forenklet beslutningstre med spørsmål som leder til relevante metoder for nytteevaluering av vassdragsinteresser. Spørsmålene kobler til bokstaver som viser til ulike metoder i boksene. Sirklene I, II, III, IV representerer fire mulig startpunkter.



5 Referanser

- Arnberger, A. og Eder, R. 2011. Exploring the Heterogeneity of Rural Landscape Preferences: An Image-Based Latent Class Approach. *Landscape Research* 36: 19-40.
- Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L., Paquette, A., Isbell, F., Gonzalez, A., Byrnes, J., O'Connor, M.I., Hungate, B.A. og Griffin, J.N. 2014. Linking biodiversity and ecosystem services: current uncertainties and the necessary next steps. *BioSci.* 64: 49-57.
- Barton, D., Berge, D. og Tingvold, J.K. 2010. Miljø- og brukerbasert vannføring MiBiVi: en multikriteriemetode med konsekvenskurver. *Vann* 1: 41-54.
- Barton, D. og Dervo, B.K. 2009. Nytte-kostnadsanalyse av flomvern. En metodevurdering med eksempel fra Skarvollene. NINA Rapport: 464.
- Barton, D. og Lindhjem, H. 2013. Naturens flomdemping – hva er den økonomiske verdien av økosystemtjenester fra et nedbørfelt? *Samfunnsøkonomen* 4: 44-54.
- Bowen, G.A. 2009. Document Analysis as a Qualitative Research Method. *Qualitative Research Journal* 9: 27-40.
- Bruvoll, A., Vennemo, H., Magnussen, K. og Haavardsholm, K. 2017. Veiledning om netto ringvirkninger i Håndbok V712. Vista Analyse.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. og Müller, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*: 17-29.
- Burns, T.R. og Midttun, A. 1986. Conflict and complexity – the case of hydropower construction in Norway. *Human Systems Management* 61: 21-33.
- Busch, M., La Notte, A., Laporte, V. og Erhard, M. 2012. Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecological Indicators* 21: 89-103.
- Bustos, A.A., Hedger, R.D., Fjeldstad, H., Alfredsen, K., Sundt, H. og Barton, D.N. 2017. Modeling the effects of alternative mitigation measures on Atlantic salmon production in a regulated river. *Water Resources and Economics* 17: 32-41.
- Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B.S., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J. og Woodside, U. 2012. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience* 628: 744-756.
- Chan, K.M.A., Satterfield, T. og Goldstein, J. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74: 8-18.
- Cowling, R.M., Egoh, B., Knight, A.T., O'Farrell, P.J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D.J., Welz, A. og Wilhelm-Rechman, A. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proc Natl Acad Sci U S A* 10528: 9483-9488.

- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B. og Maes, J. 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services* 4: 4-14.
- Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Grêt-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J. og von der Dunk, A. 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 10923: 8812-8819.
- de Groot, R., Jax, K. og Harrison, P. 2016. Links between Biodiversity and Ecosystem Services. *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. MaKJ Potschin.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. og Willemen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 73: 260-272.
- Dervo, B.K. 2014. Erfaringer med innføring av fluesone i Gudbrandsdalslågen i Sel kommune. NINA Rapport: 1037.
- Dervo, B.K. og Museth, J. 2013. Elvesportsaktiviteten i Ottaelva Ringvirkninger av aktiviteten og vurdering av avbøtende tiltak ved en eventuell bygging av Nedre Otta Kraftverk. NINA Rapport: 949.
- DN, 2015. Norsk fisk verd 69 milliarder kroner. DN, Dagens Næringsliv, 7. januar 2017.
- EEA, 2003. Environmental Performance Indicators for the European Union.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D.M., Le Maitre, D.C. og van Jaarsveld, A.S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 1271: 135-140.
- Elsrud, O.E., Nøkleholm, G., Dale, T. og Berntsen, Ø. 2012. Næringsutvikling i Kragerøvassdraget, En mulighetsstudie. *Norskog-rapport* 3: 90.
- Elvik, R., Eriksen, K.S., Sælendsminde, K. og Veisten, K. 2006. Økonomisk verdsetting av ikke-markedsgoder i transport. Behovet for nye verdsettingstudier og drøfting av metoder. TØI rapport, 835. Transportøkonomisk Institutt.
- Everard, M., Jones, L. og Watts, B. 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 476-487.
- Fagerholm, N., Käyhkö, N., Ndumbaro, F. og Khamis, M. 2011. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments – Mapping indicators for landscape services. *Ecological Indicators* 18: 421-433.
- Farstad, E. og Dybedal, P. 2008. Økonomiske virkninger av reiseliv i Voss 2007. TØI rapport: 950. Transportøkonomisk Institutt.

- Fish, R., Church, A. og Winter, M. 2016. Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services* 21 Part B: 208-217.
- Fjose, S., Iversen, L. og Grünfeld, L. 2013. Ringvirkningsanalyse av Sira-Kvina kraftselskaps aktivitet. *Menon*: nr. 22/2013.
- Forseth, T., Lund, R.A. og Ugedal, O. 2006. Reetablering av laks i Kragerøvassdraget – Forprosjekt. *NINA Rapport*. 145: 28.
- Fremstad, E. og Moen, A. 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. Rapport botanisk serie, Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet, Vitenskapsmuseet, nr. 4.
- García-Nieto, A.P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I. og Martín-López, B. 2013. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services* 4: 126-138.
- GLB, 2014. Revisjonsdokument Overføring av Veo til Tessevassdraget, Glommens og Laagens Brukseierforening.
- Gooch, G.D. 2006. Actor network theory as a tool for analyses of multi-level water governance. International Workshop on Governance and the Global Water system: Institutions, Actors, Scales of Water Management Facing the Challenges of Global Change, Global Water System Project. Bonn, Germany.
- Harby, A., Alfredsen, K., Bakken, T.H., Heggenes, J., Linnansaari, T., Killingtveit, Å., Saloranta, T., Saltveit, S.J., Sundt, H., Tjomsland, T. og Ugedal, O. 2009. Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft. Rapport, Norges vassdrags- og energidirektorat nr. 5.
- Hasson, F., Keeney, S. og McKenna, H. 2000. Research guidelines for the Delphi survey technique. *J. Adv. Nurs.* 32: 1008-1015.
- Häfner, K., Zasada, I., van Zanten, B. T., Ungaro, F., Koetse, M. og Piorr, A. 2017. Assessing landscape preferences: a visual choice experiment in the agricultural region of Märkische Schweiz, Germany. *Landscape Research*, Pages 1-16. DOI: 10.1080/01426397.2017.1386289
- Hein, L., Bagstad, K., Edens, B., Obst, C., de Jong, R. og Lesschen, J.P. 2016. Defining Ecosystem Assets for Natural Capital Accounting. *Plos One*.
- Hilbert, M., Miles, I. og Othmer, J. 2009. Foresight tools for participative policy-making in inter-governmental processes in developing countries: Lessons learned from the eLAC Policy Priorities Delphi. *Technol. Forecast. Soc. Change* 76: 880-896.
- Hjorthol, L.M. 2006. Alta - kraftkampen som utfordret statens makt. Gyldendal.
- Holmes, T., Adamowicz, W.L. og Carlsson, F. 2017. I: Champ P., Boyle K., Brown T. (red). *A Primer on Nonmarket Valuation. The Economics of Non-Market Goods and Resources*, vol 13. Springer, Dordrecht. Tilgjengelig fra: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-7104-8_5
- Jacobsen, D.I. 2015. Hvordan gjennomføre undersøkelser? Innføring i samfunnsvitenskapelig metode. Cappelen Damm

- Johnston, R.J., Rosenberger, R.S. og Brouwer, R. 2015. Benefit transfer of environmental and resource values, A guide for researchers and practitioners. Springer
- Kaltenborn, B.P., Linnell, J.D.C., Baggethun, E.G., Lindhjem, H., Thomassen, J. og Chan, K.M. 2017. Ecosystem Services and Cultural Values as Building Blocks for 'The Good life'. A Case Study in the Community of Røst, Lofoten Islands, Norway. *Ecological Economics* 140: 166-176.
- Kenter, J.O. 2014. Deliberative and non-monetary valuation: A review of methods. Working paper 2014 -02: 42.
- Kenter, J.O., Jobstvøgt, N., Watson, V., Irvine, K.N., Christie, M. og Bryce, R. 2016. The impact of information, value-deliberation and group-based decision-making on values for ecosystem services: Integrating deliberative monetary valuation and storytelling. *Ecosystem Services* 21: 270-290.
- Kohler, B., Aas, Ø. og Ruud, A. (under vurdering hos Kart og plan, 2017). Hva kan vi lære fra gjennomførte vilkårsrevisjoner av vannkraftkonsesjoner i Norge? En dokumentanalyse av resultater, prosess og kunnskapsgrunnlag.
- Klain, S.C., Satterfield, T.A. og Chan, K.M.A. 2014. What matters and why? Ecosystem services and their bundled qualities. *Ecological Economics* 107: 310-320.
- Klima- og miljødepartementet, Kommunal- og moderniseringsdepartementet, 2017. Forskrift om konsekvensutredninger, 2017. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2017-06-21-854>
- Kommunal og moderniseringsdepartementet, 2017. Veiledningsnotat: Konsekvensutredninger for planer etter plan- og bygningsloven. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/konsekvensutredninger-for-planer-etter-plan--og-bygningsloven-kommentarutgave/id2563350/>
- Landauer, M., Haider, W. og Pröbstl-Haider, U. 2014. The Influence of Culture on Climate Change Adaptation Strategies Preferences of Cross-Country Skiers in Austria and Finland *Journal of Travel Research*, March 25th 2013.
- Lindhjem, H., Reinvang, R. og Zandersen, M. 2015. Landscape experiences as a cultural ecosystem service in a Nordic context, Concepts, values and decision-making. TemaNord. Danmark. 549.
- Lindstrom, A. og Ruud, A. 2017. Who's Hydropower? From Conflictual Management into an Era of Reconciling Environmental Concerns; A Retake of Hydropower Governance towards Win-Win Solutions? *Sustainability* 9, 1262.
- Lo, A.Y. og Spash, C.L. 2013. Deliberative monetary valuation: In search of a democratic and value plural approach to environmental policy. *Journal of Economic Surveys* 274: 768-789.
- Mace, G.M., Norris, K. og Fitter, A.H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multi-layered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 271: 19-26.

- MacMillan, D.C. og Marshall, K. 2006. The Delphi process – an expert-based approach to ecological modelling in data-poor environments. *Anim. Conserv.* 9: 11-19.
- Magnussen, K., Navrud, S. og Erlandsen, A.M. 2016. Revisjon av konsesjonsvilkår for vannkraft - Aktuelle avbøtende tiltak og verdsetting av effekter på økosystemtjenester, *Vista Analyse*: 58.
- Magnussen, K., Pedersen, S. og Skjeflo, W.S. 2014. Metoder for å vurdere ikke-prisede virkninger i samfunnsøkonomiske analyser. *Vista Analyse*: 53.
- Malinga, R., Gordon, L.J., Jewitt, G. og Lindborg, R. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services* 13: 57-63.
- Maltby, E. 2009 *Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services*. Elsevier.
- Martin-Lopez, B., Iniesta-Arandia, I., Garcia-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Del Amo, D.G., Gomez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., Gonzalez, J.A., Santos-Martin, F., Onaindia, M., Lopez-Santiago, C. og Montes, C. 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *Plos One* 76.
- Maynard, S., James, D. og Davidson, A. 2015. Determining the value of multiple ecosystem services in terms of community wellbeing: Who should be the valuing agent? *Ecological Economics* 115: 22-28.
- MEA, 2005. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.
- Miljødirektoratet, 2013. Kartlegging og verdsetting av friluftslivsområder. *M98-2013*: 44.
- Miljøverndepartementet, 1984. Stortingsmelding nr 63 1984-85 Om samlet plan for vassdrag. Tilgjengelig fra: https://www.stortinget.no/nn/Saker-og-publikasjoner/Stortingsforhandlingar/Lesevisning/?p=1984-85&paid=3&wid=d&psid=DIVL1505&s=True&pgid=d_1143
- Miljøverndepartementet, 2013. Nasjonal strategi for et aktivt friluftsliv En satsing på friluftsliv i hverdagen; 2014–2020. Strategi.
- Navrud, S. 2001. Environmental costs of hydro compared with other energy options,. *International Journal of Hydropower and Dams* 2: 44-48.
- Navrud, S. 2003. Samfunnsøkonomiske analyser - erfaringer fra vassdragskalking. *Vann* 3: 255-267.
- Navrud, S. og Ready, R. 2007. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer Verlag, Dordrecht, The Netherlands
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T. og Shaw, R.M. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front Ecol Environ* 71: 4-11.

- NOU, 2013. Norges goder - om verdier av økosystemtjenester. Norges offentlige utredninger. Aurskog, Miljøverndepartementet 10.
- NVE, 2010. Konesjonshandsaming av vasskraftsaker Rettleiar for utarbeiding av meldingar, konsekvensutgreiingar og søknader. NVE Rettleiar, Noregs vassdrags- og energidirektorat. 3.
- Nøtnes, T. 2001. Innføring i bruk av fokusgrupper. Notater, Statistisk sentralbyrå. 24.
- OECD, 1998. Towards Sustainable Development: Environmental Indicators. Paris.
- OED, 2001. Nærmere om rammevilkårene for kraftproduksjon i Norge, Sverige, Finland og Danmark. Olje og Energidepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/narmere-om-rammevilkarene-for-kraftprodu/id87696/>
- Pandeya, B., Buytaert, W., Zulkafli, Z., Karpouzoglou, T., Mao, F. and Hannah, D.M. 2016. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. *Ecosystem Services* 22: 250-259.
- Plummer, R. og Armitage, D. 2007. Charting the new territory of adaptive co-management: a Delphi study. *Ecol. Soc.* 12.
- Puschmann, O. 2005. Nasjonalt referansesystem for landskap Beskrivelse av Norges 45 landskapsregioner, NIJOS. 10.
- Rasmussen, I. og Wahlquist, H. 2014. Verdsetting av norsk vannkraft i et klima- og miljøperspektiv. Rapport. 20: 56.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. og Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci U S A* 10711: 5242-5247.
- Rice, J.C. og Rochet, M. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 623: 516-527.
- Robertson, I. og Richards, P. 2003. Studying cultural landscapes. Routledge
- Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerry, A., Daily, G., Kareiva, P., Polasky, S., Ricketts, T., Bhagabati, N., Wood, S.A. og Bernhardt, J. 2015. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics* 115: 11-21.
- Ruijs, A., Wossink, A., Kortelainen, M., Alkemade, R. og Schulp, C.J.E. 2013. Trade-off analysis of ecosystem services in Eastern Europe. *Ecosystem Services*: 82-94.
- Ruud, A. og Aas, Ø. 2017. Vannforvaltningsplaner i Norge – opp som en løve, ned som en skinnfell? En dokumentanalyse av planpro-sessen i regulerte vassdrag som følge av regjeringens godkjenninger i 2016. NINA Rapport 1351: 57.
- Sand, R., Lerfald, M. and Stene, M. 2015. Ringvirkninger av jakt og fiske i Lierne. TFOU-rapport, Trøndelag Forskning og Utvikling 12: 42.

- Schmidt, K., Walz, A., Martín-López, B. og Sachse, R. 2017. Testing socio-cultural valuation methods of ecosystem services to explain land use preferences. *Ecosystem Services* 26: 270-288.
- Scholte, S.S.K., van Teeffelen, A.J.A. og Verburg, P.H. 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods. *Ecological Economics* 114: 67-78.
- Solbakk, F. 2017. Dette meiner Voss Active om flaumsaka. *Avisa Hordaland*, 19.01.2017.
- Sparrevik, M., Barton, D., Bates, M.E. og Linkov, I. 2012. Use of stochastic multi-criteria decision analysis to support sustainable management of contaminated sediments. *Environmental Science & Technology* 46: 326-1334.
- Spash, C.L. og Vatn, A. 2006. Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecological Economics* 602: 379-388.
- Statens vegvesen 2014, 2017. Konsekvensanalyser. Håndbok V712. Høringsutgave. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/attachment/603144/binary/951955?fast_title=Revidert+HB+140+%E2%80%93+h%C3%B8ringsutgave.pdf.
- Sundt, S. og Rehdanz, K. 2015. Consumers' willingness to pay for green electricity: A meta-analysis of the literature. *Energy Economics* 51: 1-8.
- Sælen, H. 2013. The recreational value of different winter conditions in Oslo forests: A choice experiment. *Journal of Environmental Management* 131: 426-434.
- TEEB, 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. An interim report.*
- Thagaard, T. 1998. *Systematikk og innlevelse: En innføring i kvalitativ metode.* Fagbokforlaget, Bergen
- Thorén, K.H. 2008. *Verdsetting av friluftsliv Empirisk uttesting av ulike verdsettingsmetodikk. Rapport, Institutt for landskapsplanlegging. B2.*
- Toivonen, A.E., Roth, E., Navrud, S., Gudbergsson, G., Appelblad, H., Bengtsson B. og Tuunainen, P. 2004. The economic value of recreational fisheries in Nordic countries. *Fisheries management and ecology* 111: 1-14.
- Torres, C. og Hanley, N. 2017. Communicating research on the economic valuation of coastal and marine ecosystem services. *Marine Policy* 75: 99-107.
- Traaholt, N. 2014. *Valuing Urban Recreational Ecosystem Services in Oslo – A hedonic pricing study.* Department of Food and Resource Economics, University of Copenhagen, Denmark.
- Troy, A. og Wilson, M.A. 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 602: 435-449.
- Tzoulas, K. og James, P. 2010. Peoples' use of, and concerns about, green space networks: A case study of Birchwood, Warrington New Town, UK. *Urban Forestry & Urban Greening* 92: 121-128.

- UNCSO. 2001. Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. Washington, DC.
- van Berkel, D.B. og Verburg, P.H. 2014. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators* 37, Part A: 163-174.
- Vatn, A. 2009. An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics* 68: 2207-2215.
- Vern Raundalselva, 2017. Hefte. Tilgjengelig fra: <http://raundalselva.com/dokument/berekraftig-flaumsikring-i-vossavassdraget/>
- Vistad, O.I., Vittersø, J., Andersen, O., Hogne, Ø. og Bjerke, T. 2009. Hvor viktig er vatn og vassføring for friluftsliv? Brukerstudier om aktiviteter, opplevelser, holdninger, kraftutbygging og konsesjonsvilkår. Rapport 4. Norges vassdrags- og energidirektorat
- Voss Naturvernlag, 2017. Verdsetting av naturgoder i Vossovassdraget, Ein samfunnsøkonomisk analyse Voss: 35.
- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L.J., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T. og Williams, S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 106: 12377-12381.
- White, P.C.L., Gregory, K.W., Lindley, P.J. og Richards, G. 1997. Economic values of threatened mammals in Britain: A case study of the Otter *Lutra lutra* and the water vole *Arvicola terrestris*. *Biological Conservation* 82: 345-354.
- Willemen, L., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Mayaux, P. og Egoh, B.N. 2013. Safeguarding ecosystem services and livelihoods: Understanding the impact of conservation strategies on benefit flows to society. *Ecosystem Services* 4: 95-103.
- Vinje kommune, 2016. Kartlegging og verdsetting av vinterfriluftsområde Vinje.
- World Bank, 2002, Environmental Performance Indicators. Tilgjengelig fra: <http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/936217-1115801208804/20486265/IndicatorsofEnvironmentandSustainableDevelopment2003.pdf>
- Zinke, P., Sandvik, D., Nesheim, I. og Seifert, I. 2017. Under utarbeidelse.
- Zorrilla-Miras, P. Palomo, I., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Lomas, P.L. og Montes, C. 2014. Effects of land-use change on wetland ecosystem services: A case study in the Doñana marshes SW Spain. *Landscape and Urban Planning* 122: 160-174.

Vedlegg A. Oversikt over offentlige databaser for natur og kulturdata (kilde: kopiert fra Statens Vegvesen, 2017)

OFFENTLIG DATABASE	BESKRIVELSE
Naturbase www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/	Gir kartfestet informasjon natur og planer
Naturindeks for Norge (NIN) http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Naturindeks-for-Norge/	Stedfestet informasjon om norsk natur og miljø fra fylkesmannen, kommunene, Statens naturoppsyn og andre etater.
Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON): http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/INON/	Kartfestete områder som ligger en kilometer eller mer unna tyngre tekniske inngrep.
Riksantikvarens database Kulturminnesøk www.Kulturminnesok.no	Kjente automatisk fredete kulturminner, vedtaksfredete kulturminner etter kulturminneloven, nasjonalt viktige kulturmiljøer i by, Sefrak-registrerte bygninger
Miljøverndepartementet ved miljødirektoratenes database www.Miljostatus.no	Kart med faktaark om kulturlandskap. Kulturminner, verneområder, truede arter m.m.
NBI-registeret (Riksantikvaren): http://nb.ra.no/nb/index.jsf	Beskrivelse over nasjonalt viktige kulturmiljøer i byer. Kart.
Kilden til arealinformasjon (Skog og landskap): http://www.skogoglandskap.no/kart/kilden	Gir informasjon om markslag, vegetasjon og helningsforhold; jordbruks- og landskapsregioner med underregioner
Norges geologiske undersøkelse http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/	Berggrunn og løsmasser m.m.
Arkivkilder: Kart, flyfoto, arkivfoto og bøker www.digitaltmuseum.no www.bibsys.no	Historiske kart, utskiftningskart, flyfoto og eldre fotografier Kulturhistorisk og lokalhistorisk litteratur
Statens kartverk www.kartverket.no Fylkeskommunene	Stedsinformasjon
Kart i målestokk 1: 50 000	Oversiktlig informasjon over terrengform, bebyggelse, grov arealdekning, veger, vassdrag, myr, mm.
Google maps «Street View»	Gir detaljert billedinformasjon fra bakkenivå.
Norge i bilder: http://www.norgeibilder.no/	Flybilder, ortofoto

Naturbase www.naturbase.no	Kartbase over verneområder, registrerte naturtypeområder, viltområder, nasjonale kulturlandskaper m.fl. Se også Miljødirektoratets nettside http://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Map_catalog_WMS_overview.asp?language for nedlasting av kartdata.
Artskart artskart.artsdatabanken.no	Artsdatabankens karttjeneste med stedfestet artsinformasjon (rødlistede arter, svartelistede arter etc). Tjenesten henter informasjon fra Artsdatabankens baser.
Artsobservasjoner artskart.artsdatabanken.no	Nettbasert tjeneste for rapportering av artsfunn med allmenn tilgang. Inneholder muligheter for å søke frem data om bestandsstørrelser, utvikling etc.
Artsportalen/rødlista www.artsportalen.artsdatabanken.no	Database/kart over truede (rødlistede) arter i Norge, inkludert rødlistestatus, trusselsfaktorer, utbredelse, samt faktaark for et stort antall rødlistede arter.
Rødlista for naturtyper www.artsdatabanken.no/rodlisteformaturtyper	Basert på systemet Naturtyper i Norge (NiN). Oversettelsesnøkkel mellom NiN og naturtypesystemet finnes på samme nettside.
Fremmedartsbasen databank.artsdatabanken.no/FremmedArt2012	Informasjon om fremmede, uønskede (svartelistede) arter i Norge, inkludert risikokategori, utbredelse og faktaark.
Kilden www.skogoglandskap.no/kart/kilden	Institutt for skog og landskap sin karttjeneste. Inneholder informasjon om arealtype, produksjonsevne, aldersklasser i skog, samt MiS-data (Miljøregistrering i Skog).
Naturtyper i Norge www.artsdatabanken.no/temanaturtyper	Faglig grunninformasjonen om inndeling og mangfold av natur og landskap i Norge. Vil danne grunnlag for fremtidige håndbøker i naturtyper (Miljødirektoratet).
Hjorteviltregisteret www.hjorteviltregisteret.no/Fallvilt	Informasjon om hjortevilt og bever, inkludert opplysninger om fallvilt på utvalgte arter.
Vannportalen www.vannportalen.no	Internettportal med lenker videre til andre nettsteder med informasjon om vannmiljø, vannforvaltning og grunnforurensning i Norge (Vann-nett, Vassdragsatlas etc.), samt informasjon om lover, regelverk, miljøtiltak etc.
NVE Atlas atlas.nve.no	NVEs nettbaserte kartsystem med informasjon om nedbørsfelt, hydrologiske data etc.
Lakseregisteret dnweb12.miljodirektoratet.no/Lakseregisteret43/	Kartfestet informasjon om forekomst av laks, sjøørret og sjørøye i norske vassdrag.
Fiskeridirektoratets kartverk kart.fiskeridir.no	Kartbase med informasjon om marine verneområder, kystnære gyte- og oppvekstområder etc.
Geologiske kart http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/	Norges geologiske undersøkelse (NGU) har flere nedlastbare kartbaser (berggrunn, løsmasser, etc.) som kan være nyttige i konsekvensanalyser.
Handlingsplaner for arter og naturtyper www.miljodir.no	Generell informasjon om arter og naturtyper og forslag til forvaltningstiltak. Grunnlag for å utpeke enkelte arter og naturtyper til hhv prioriterte arter og utvalgte naturtyper.
www.vegvesen.no/Fag/Publikasjoner/Publikasjoner	publikasjoner (håndbøker, rapporter og utredninger fra Statens vegvesen)
www.bibsys.no/	Universitetenes biblioteksystem (BIBSYS)

KILDE	BESKRIVELSE
Riksantikvarens database Kulturminnesøk www.kulturminnesok.no	Kjente automatisk fredete kulturminner, vedtaksfredete kulturminner etter kulturminneloven, nasjonalt viktige kulturmiljøer i by, Sefrak-registrerte bygninger
Riksantikvarens database Askeladden www.asketadden.no	I tillegg til det som ligger i Kulturminnesøk, ligger også listeførte kirker. Inneholder mer detaljerte opplysninger.
Miljøverndepartementet ved miljødirektoratenes database www.miljostatus.no	Arkeologiske kulturminner, bygninger fra før 1900 (SEFRAK), bygninger og kulturmiljøer i Oslo (Byantikvarens gule liste), fredete bygninger, fredete fyrstasjoner, fredete kulturmiljøer, kulturhistorisk tett trehusbebyggelse, stavkirker og verdensarvområder. Landsverneplaner (må sjekkes)
Landsverneplaner Riksantikvaren www.ra.no	Alle statlige etater er pålagt å lage landsverneplaner for etatens egne kulturminner. Oversikt over disse finnes på Riksantikvarens nettsider
Planstatus	Kommunens nettsider og kommunekart (godkjente reguleringsplaner, områder regulert til Hensynsone bevaring etc.)
Andre kilder om nyere tids kulturminner	Identifiseres på grunnlag av opplysninger om den historiske utviklingen i området.
Kulturvernplaner, litteratur	Kommunale og regionale kulturvernplaner
Landbrukskontoret	Kommunens landbrukskontor kan ha nyttige opplysninger om bakkeplanering i forhold til potensialvurderinger for automatisk fredete kulturminner
Lovdata www.lovdata.no	Database som gir opplysninger om fredningsvedtak
Arkivkilder: Kart, flyfoto, arkivfoto og bøker www.digitaltmuseum.no www.bibsys.no	Historiske kart, utskiftningskart, flyfoto og eldre fotografier Kulturhistorisk og lokalhistorisk litteratur
Statens kartverk www.kartverket.no Fylkeskommunene Sametinget	Kilder for ytterligere opplysninger kan også finnes hos kommunens ulike avdelinger (kulturavdeling, landbrukskontor, planavdeling) landsdelsmuseer og lokalhistoriske foreninger

KILDE	BESKRIVELSE
Landbruk	
http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp	Karttjeneste som inneholder info om: - Markslag (AR5) - Dyrkbar jord - Arealressurser (AR 50 og AR 250) m - Jordkvalitet - Skogbonitet (og alder)
http://www.norgeskart.no	Digitalt eiendomskart (DEK) når en zoomer inn til lokalt nivå
Reindrift	
https://kart.reindrif t.no	Informasjon om årstidsbeiter, trekkleier, flyttleier, faste anlegg mm.
Fiskeri og Havbruk	
http://kart.fiskeridir .no/default.aspx?gu i=1&lang=2	Karttjeneste som viser bl.a. kystnære fiskeridata, akvakultur, etc.
Georessurser	
http://www.ngu.no /no/hm/Kart-og- data/Mineralressur ser/	Oversikt over landets forekomster av metaller (malm), industrimineraler og naturstein, faktaark om hver registrerte forekomst finnes sortert på fylker og kommuner eller via kart i karttjenesten. Inneholder både areal og punktregistreringer.
http://www.ngu.no /no/hm/Georessurs er/Sand-grus-og- pukk/	Grus-, pukk- og steintippdatabasen gir en oversikt over sand-, grus- og pukkforekomster og uttakssteder i Norge som kan utnyttes som råstoff i bygge- og anleggsvirksomhet.
http://www.ngu.no /no/hm/Kart-og- data/Losmasser/	Oversikt over løsmassene i Norge. Kvartærgeologiske kart (løsmassekart) og systematisk utforskning av løsmassene og deres egenskaper, tykkelse, mv.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no