

Arne Tesli, Jørn Thomassen
og Jan Sørensen (red.)

Kvaliteten på norske konsekvensutredninger

Gjennomgang, kvalitetsvurdering
og metodeutvikling

Arne Tesli, Jørn Thomassen
og Jan Sørensen (red.)

Kvaliteten på norske konsekvensutredninger

Gjennomgang, kvalitetsvurdering
og metodeutvikling

Samarbeidsrapport NIBR/Miljøalliansen 2006

Tittel:	Kvaliteten på norske konsekvensutredninger. Gjennomgang, kvalitetsvurdering og metodeutvikling.
Forfatter(e):	Arne Tesli, Jørn Thomassen og Jan Sørensen (red.)
Samarbeidsrapport ISBN:	NIBR/Miljøalliansen 2006 82-7071-617-0
Prosjektnummer:	O-1807
Prosjektnavn:	Felles SIP om konsekvensutredninger
Oppdragsgiver:	Norges Forskningsråd
Prosjektleder:	Arne Tesli
Referat:	Dette strategiske instituttprogrammet (SIP) har hatt som mål å få til fler- og tverrfaglig forskningsaktivitet på problemstillinger knyttet til konsekvensutredninger. Konkret drøfting og evaluering av KU-saker har gitt utvidet kunnskap om konsekvensutredningssystemet i Norge – dets faglige svakheter og utfordringer. Det er fokusert på metoder og kriterier for gjennomgang og evaluering av konsekvensutredninger. Arbeidet har resultert i en rekke artikler om sentrale tema innen KU-feltet, og et utvalg av disse artiklene er samlet i denne boka. Det er også utarbeidet kriterier og opplegg for vurdering av KU-kvalitet. Se for øvrig KU-SIPens hjemmeside: (www.nilu.no/niluweb/services/kusip/)
Sammendrag:	Engelsk
Dato:	Mai 2006
Antall sider:	237
Pris:	Kr 250,-
Utgiver:	Norsk institutt for by- og regionforskning Sinsenvn. 47 B,, Postboks 44, Blindern 0313 OSLO
Vår hjemmeside:	Telefon: 22 95 88 00 Telefaks: 22 22 37 02 E-post: nibr@nibr.no http://www.nibr.no Trykkeri: Nordberg A.S. Org. nr. NO 970205284 © NIBR 2006

Forord

Formålet med konsekvensutredninger er å "klargjøre virkninger av tiltak som kan ha vesentlige konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn. Konsekvensutredninger skal sikre at disse virkningene blir tatt i betraktning under planleggingen av tiltaket og når det tas stilling til om, og eventuelt på hvilke vilkår tiltaket kan gjennomføres." (PBL, §33-1).

Konsekvensutredninger – både det å være med å gi faglige vurderinger som innspill til gjennomføring av konkrete konsekvensutredninger, samt forskning og evaluering knyttet til drøfting av praktiseringen av KU – er definert som et sentralt felles satsingsområde for Miljøinstituttene. Feltet berører alle instituttenes kompetanseområder, og innenfor KU-området har man særlig gode muligheter til å jobbe med miljømessige problemstillinger på en fler- og tverrfaglig måte.

I forskningsrådets evaluering av NILU, NIVA, Jordforsk¹ og NIKU, og også i andre evalueringer og dokumenter, har det blitt anbefalt at "Forskningsrådet bør prioritere SIP-er som er innrettet mot integrerte problemstillinger, der instituttenes samlede kompetanse er av betydning." (Norges forskningsråd 1999:8). Dette SIP-programmet har vært et forsøk på å få til en slik integrert tilnærming til forskningsaktivitet og problemstillinger knyttet til konsekvensutredninger.

Dette felles strategisk instituttprogrammet (SIP) for Miljøinstituttene på konsekvensutredninger (KU) har fokusert på utfordringer og forbedringsmuligheter i norsk KU prosess og praksis. Noe av intensjonen med SIP-arbeidet er å bidra til at KU skal bli et enda sterkere og bedre miljøforvaltnings- og planleggingsverktøy.

Miljøinstituttene har de siste årene understreket at konsekvensutredningsfeltet betraktes som et meget sentralt felles satsningsområde. De instituttene som har deltatt i dette felles strategiske

¹ Nå *Bioforsk – Jord og miljø*.

instituttprogrammet (SIP) om konsekvensutredninger er: Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Norsk institutt for kulturminneforskning (NIKU), Jordforsk og Norsk institutt for by- og regionforskning (NIBR). Disse instituttene utgjør også Miljøalliansen. Nedenfor vil vi bruke betegnelsen Miljøinstituttene når vi snakker om alle instituttene.

De personene som har deltatt i SIP-arbeidet er:

Jan Sørensen	NIVA
John Rune Selvik	NIVA
Anne Bjørkenes	NIVA
Jørn Thomassen	NINA
Lars Erikstad	NINA
Øystein Aas	NINA
Torbjørn Østdahl	NINA
Jens Kværner	Jordforsk
Svein Knudsen	NILU
Cristina Guerreiro	NILU
Karl Idar Gjerstad	NILU
Herdis Laupsa	NILU
Grete Swensen	NIKU
Inge Lindblom	NIKU
Gro Jerpåsen	NIKU
Bjørn Moen	NIBR
Aud Tennøy	NIBR
Martin A Hanssen	NIBR
Arne Tesli	NIBR

Det har også vært en referansegruppe for SIP-arbeidet. Referansegruppen har hatt følgende medlemmer.

Stig Roar Husby	MD
Einar Ruud	NHD
Tore Killingland	Naturvernforbundet
Gunnar Sander	Norsk Polarinst
Liv Marit Rui	Vegdirektoratet
Sigurd Juell Kinn	Statoil
Tor Lerstang	TØI

Denne SIPen har gitt muligheten til å jobbe på tvers av tradisjonelle faggrenser, og man har klart å få til et reelt tverrfaglig samarbeid gjennom artikkelskriving og utforming av sjekklister og

kvalitetskriterier for KU. Denne boka gir et visst bilde av resultatene av SIP-arbeidet. Vi vil takke referansegruppen og alle de som har deltatt med konstruktive faglige innspill og artikkelskriving i SIP-arbeidet. Vi takker også Inger Balberg for godt og tålmodig arbeid ved ferdigstillingen av denne boka.

NIBR mai 2006

Jon Naustdal
Instituttssjef

Innhold

Forord	1
Tabelloversikt	8
Figuroversikt.....	11
Summary.....	13
1 KU-SIPens bakgrunn, orientering og organisering.....	15
1.1 Innledning	15
1.2 Bakgrunn.....	16
1.2.1 Miljømyndighetenes målsettinger for en bærekraftig utvikling	16
1.2.2 KU-bestemmelsene i Plan- og bygningsloven	18
1.3 Behov for bedre kvalitetssikring	19
1.3.1 FoU om KU.....	20
1.3.2 Faglige mål – kompetansebygging innen KU-feltet	21
1.4 Beskrivelse av SIP-programmet – oversikt over arbeidet.....	22
1.4.1 Mål for programmet	22
1.5 SIP-arbeidets Fase 1.....	24
1.5.1 Tema 1: Sammenheng og konsistens mellom fasene og arbeidsoppgavene i KU-arbeidet.....	25
1.5.2 Tema 2: Estimater/prediksjonene: Hvilken form har de? Omfang – retning, hvor nøyaktige er de?	26
1.5.3 Tema 3: Utvikling av kvalitetskriterier i norsk KU	26
1.6 Lærdom fra arbeidet i fase 1	29
1.6.1 Utredningsprogrammet	29
1.6.2 Fag- eller delutredningene.....	29
1.6.3 Konsekvensutredningsrapporten	30
1.7 SIPens Fase 2 – organiseringen av arbeidet	30
1.7.1 Drøfting av prosjektforslag til utdypet forskning innenfor Felles-SIP aktiviteten.....	30
1.8 Kort sammendrag av artiklene	31
1.9 Oppsummering av SIP-arbeidet – Konklusjon.....	33
Litteratur	35

2	Kvaliteten på arbeidet med fastsetting av utredningsprogram (scoping).....	39
2.1	Innledning	39
2.1.1	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av Scoping-prosessen	41
2.2	Sjekklistevurdering av arbeidet med fastsetting av utredningsprogrammet – Scopingprosessen.....	44
2.3	Beslutningsrelevans.....	46
2.4	Beskrivelsen av tiltaket	47
2.5	Vurdering av (data- og) kunnskapsgrunnlaget	50
2.6	Vurdering av effekter	51
2.7	Utredningsprogrammet	53
2.8	Konklusjon	55
	Litteratur	59
3	Usikkerhet i KU-prediksjoner – vi trenger bedre kommunikasjon og større gjennomsiktighet	61
3.1	Innledning	61
3.2	Data og metode	62
3.3	Resultater	67
3.4	Diskusjon	76
3.5	Konklusjoner.....	84
	Litteratur	86
4	Bedømming av miljøårbarhet i konsekvensutredninger	
	Sårbarhetsbegrepets innhold og bruk i en alternativ konsekvensanalyseprosedyre.	89
4.1	Sammendrag.....	89
4.2	Innledning	90
4.2.1	Formål	90
4.2.2	Bruk av konsekvensutredninger (KU).....	91
4.2.3	Sårbarhet – perspektiver og definisjoner.....	92
4.3	Forskningstilnærming	93
4.4	Resultater	94
4.4.1	Sårbarhet i ISM-prosedyren	94
4.4.2	Sårbarhet i temarapporter	95
4.5	Diskusjon	96
4.5.1	Forholdet mellom sårbarhets- og verdivurderinger i KU	96
4.5.2	Tilpasning av sårbarhetskonseptet til tverrfaglige oversiktsanalyser i KU	97
4.5.3	Sårbarhetskonseptet og sårbarhetsanalyser i forhold til ulike stadier og skala i KU	97
4.5.4	Sårbarhetsevalueringer – implementering og metoder i ulike fagfelt	99

4.5.5	Sårbarhetsanalyser – et svar på aktuelle utfordringer i KU	102
4.6	Konklusjoner og anbefalinger	102
	Litteratur	104
	Referanser	117
5	Tverrfaglig verdiforståelse og verdisetting i konsekvensutredninger	121
5.1	Sammendrag	121
5.2	Innledning	122
5.3	Verdi – fagvurdering eller politikk?	123
5.4	Verdi og strategi	126
5.5	Verdikriterier, natur og kultur	128
5.5.1	Verdivurderinger, samfunn	130
5.5.2	Subjektivitet og etterprøvbarhet	132
5.5.3	Større arealer, landskap og landskapsstrukturer	133
5.6	Standardisert beskrivelse av verdi	135
5.7	Konklusjon	139
	Litteratur	140
6	KU – et egnet verktøy i gjennomføringen av EUs rammedirektiv for vann?	153
6.1	Innledning	153
6.2	Hvordan kan KU bidra til gjennomføringen av vanndirektivet?	156
6.3	Hvorfor er meldingsfasen i KU så sentral?	157
6.4	Er det forskjell på teori og praksis? Analyse av gjeldende regelverk og utvalgte eksempler	158
6.4.1	Hva kan gjøres for å sikre bedre samsvar mellom KU og vanndirektivet?	165
	Litteratur	169
7	Valg av felles data for strategisk KU og tiltaks-KU – vindkraftutbygging som eksempel	171
7.1	Innledning	171
7.2	Databehov i strategisk KU	173
7.3	To modeller for datavalg i strategisk KU	174
7.4	Fylkesdelplan for vindkraft	178
7.5	Oppsummering og konklusjon	182
	Litteratur	183
8	Aktører, roller og ansvar i KU-arbeidet	185
8.1	Innledning	185
8.2	KU-prosessen	185
8.3	KU-praksis 1990-2005	186
8.3.1	Fylkesvis fordeling av KU-tiltak 1991-2005	188

8.4	Involverte aktører	189
8.4.1	Ansvarsforhold og rollefordeling	190
8.4.2	Departementenes rolle	191
8.4.3	Aktørenes medvirkning og innflytelse i KU-prosessen	191
8.4.4	Sentrale problemstillinger og spørsmål	192
8.5	Ansvarlig myndighets håndtering av noen konkrete konsekvensutredninger	193
8.5.1	Håndtering av høringsuttalelsene	195
8.5.2	Delegert myndighet	196
8.5.3	Behov for uavhengig vurdering av konsekvensutredningenes kvalitet	197
	Litteratur	199
9	Behov for økt rollebevissthet i konsekvensutredninger i Norge	203
9.1	Hva innebærer ”kvalitetskravet”?	204
9.2	Eksempler på uklare roller i norske KU	205
	Litteratur	209
Vedlegg 1	Skjema for kvalitetsvurdering av scoping i KU	213
Vedlegg 2	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av norske KU	217
Vedlegg 3	KU prosess i Norge – evaluering av KU	235

Tabelloversikt

Tabell 1.1	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av norske KU – antall hovedtema og deltema fordelt på hovedelementer.	28
Tabell 1.2	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av norske KU – skala for vurderinger (basert på Lee & Colley 1990).	29
Tabell 2.1	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av KU - KU-prosessens fem sentrale faser med angivelse av antall spørsmål i sjekklistens hovedtema og deltema (se også Vedlegg 2).	40
Tabell 2.2	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av KU – Vurderingsskala, modifisert etter Lee & Colley (1992).	41
Tabell 2.3	Oversikt over 10 utvalgte KU-tiltak hvor scoping-prosessen er vurdert ved bruk av sjekklisten.	43
Tabell 2.4	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til fastsetting av Utredningsprogrammet – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.	46
Tabell 2.5	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til Beslutningsrelevans – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.	47
Tabell 2.6	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til Beskrivelsen av tiltaket – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.	49

Tabell 2.7	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til Vurdering av data og kunnskapsgrunnlaget – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.	50
Tabell 2.8	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til Vurdering av effekter – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.....	52
Tabell 2.9	Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til Utredningsprogrammet – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.....	54
Tabell 3.1	Oversikt over casene inkludert i studien. X angir om det er gjennomført KU i saken og om før- og etterregistreringer var tilgjengelig. Hvor ikke annet er angitt, er tiltakene lokalisert i Oslo-området.	65
Tabell 3.2	Kategorier som beskriver om og hvor godt usikkerhet i prediksjoner er uttrykt.	66
Tabell 3.3	Kategorier for om og hvordan data og forutsetninger er redegjort for.	67
Tabell 3.4	Avviket mellom KU-prediksjoner og registreringer etter gjennomført tiltak. Symbolene +/- viser om predikerte effekter er over eller underestimert. Symbolet * indikerer anbefalt maksimalnivå for lekkasje ved gjennomført tiltak.	68
Tabell 3.5	Hvorfor er prediksjoner unøyaktige? X angir faktorer som bidrar til unøyaktighet.	70
Tabell 3.6	Hvordan er usikkerhet uttrykt i forskjellige dokumenter? 0: usikkerhet er ikke nevnt eller beskrevet, X: usikkerhet er antydnet, men ikke spesifikt referert til som usikkerhet, XX: usikkerhet er indikert, i blant anslått, men ikke forklart eller diskutert, XXX: usikkerhet er forklart og/eller til en viss grad diskutert.	73
Tabell 3.7	Er data og forutsetninger redegjort for? 0: det er ikke redegjort for data og forutsetninger i det hele tatt, X: det er redegjort for data og/ eller forutsetninger, men redegjørelsen er utilstrekkelig, XX: Beskrivelsen av data og forutsetninger er relativt god.....	75

Tabell 4.1	Sårbarhet i ulike KU-faser.	110
Tabell 4.2	Sårbarhet i temarapporter, konsept og kriterier.....	111
Tabell 4.3	Ulike former for sårbarhetsanalyser.....	113
Tabell 5.1	Øverst (a, 1-9): Ulike kriteriesett benyttet i forbindelse med verdivurdering av kulturminner. Nederst (b, 10-22): Ulike vurderingskriterier brukt i ulike naturfaglige sammenhenger fra (10) England, (11) Nederland, (12, 16, 17, 18, 21) Norge, (13, 14, 6, 19, 22) Sverige og (20) Danmark. Opplysninger hentet fra 1: Riegel (1903), 2: NOU (1983a), 3: Risbøl et al. (2000), 4: Riksantikvaren (2000), 5: Riksantikvaren (2003), 6: Riksantikvaren (1993), 7: ICOMOS New Zealand 1992, 8: Porsmose 2003, 9: Statens Vegvesen (1995), 10: Rattcliffe (1977), 11: Gonggrijp & Boekschoten (1981), 12: NOU (1983b), 13: Ulfstedt & Melander (1974), 14: Rudberg & Sundborg (1975), 15: Bjørklund (1977), 16: Sollid & Sørbel 1981, 17: Fylkesmannen i Hedmark 1986, 18: Jøsang 1980, 19: Nilsson (1984), 20: Clemmensen (2002), 21: Haugset et al. (1996), 22: Löfgren & Andersson (2000).....	145
Tabell 5.2	De generelle hovedkriteriene gruppert etter primær og sekundære kriterier samt egenverdi. Tabellen viser eksempler på forholdet mellom de generelle kriteriene og brukte operative kriterer fra ulike fagfelt og spesielle kriterier og indikatorer for mer avgrenset bruk (se figur 5.1) og deres forhold til utvalgte kriterier og indikatorer for spesielle fagfelt. Tabellen representerer overgangen mellom de to nederste nivåene i figur 5.1.....	147
Tabell 6.1	Vurdering av a) KU regelverk og b) innholdet i utvalgte KU meldinger i forhold til nøkkelfaktorer i vanndirektivet. Ja=2, Delvis=1, Nei=0.	160
Tabell 6.2	Vurdering av a) KU regelverk og b) innholdet i utvalgte utredningsprogrammer i forhold til nøkkelfaktorer i vanndirektivet. Ja=2, Delvis=1, Nei=0.....	161

Figuroversikt

Figur 1.1	Arbeidet i SIPens fase 1 og 2.	23
Figur 3.1	Variasjoner i hvor godt usikkerhet er uttrykt i forskjellige slags dokumenter. Y-aksen viser prosentandeler av dokumenter fordelt på kategorier for hvor godt usikkerhet er beskrevet (0, X, XX, XXX).	74
Figur 3.2	Redegjørelse for data og forutsetninger i ulike dokumenttyper. Y-aksen viser prosent av dokumenter fordelt på kategorier for hvor godt det er redegjort for data og forutsetninger (0, X, XX).	76
Figur 4.1	Sammenligning av to KU-metoder, tradisjonell KU og ISM (integreert sårbarhetsmetode).	114
Figur 4.2	Sammenheng mellom registreringer og sårbarhets- og verdianalyser.	115
Figur 4.3	Sammenhengen mellom verdi, sårbarhet og konsekvenser av prosjekt.	116
Figur 5.1	Tre hovednivåer i verdsetting slik de blir beskrevet i artikkelen.	148
Figur 5.2	De to to ulike dimensjonene, bevaringsperspektivet og utviklingsperspektivet innen samfunnsfeltet i KU. I figuren kan A være nye arbeidsplasser eller sikker trafikk på nye veier, mens B kan være viktige lekeområder for barn eller viktige rekreasjonsområder, mens A/B vil kunne være tusrystprodukter i naturbasert turisme. Figuren illustrerer at dette feltet tar opp i seg hele spenningsfeltet i en KU og at helhetlige kriterier derfor ikke blir sammenlignbare med feltene naturmiljø og kulturminner som i hovedsak spenner ut bevaringsperspektivet i mer rendyrket form.	149
Figur 5.3	Viktige dimensjoner i verdsetting i KU illustrert ved en faksimile av utfylt skjema i en konkret KU (Erikstad m.fl. 1999). Kriteriene er delt i primærkriterier og sekundærkriterier samt egenverdi i ulike kolonner. Primærkriterier og sekundærkriterier er angitt i to nivåer (stor og liten x). Egenverdi er spesifisert i hvert	

	enkelt tilfelle. Sumverdien er utreders konklusjon på verdsettingen for hvert enkelt element. Legg også merke til at tabellen skiller mellom enkeltelelementer og større landskap, landskapsstrukturer og prosesser. . 150
Figur 5.4	Verdsetting gir mulighet for å sammenligne over faggrenser. Her i et skjema som indikerer nivå av negativ konsekvens. Skjemaet gir mulighet til å visualiser usikkerhet, samt betydningen av forutsetninger i vurderingene og avbøtende tiltak ved å justere posisjon langs x-aksen (se stiplet linje fra skogreservat). Modifisert etter Erikstad 1997..... 151
Figur 5.5	Ulike verdiskalaer som er anvendt i ulike sammenhenger. Nederst forslag til ny skala som svarer på behovet for økt spesifisering i nedre del av skalaen..... 152
Figur 8.1	Antall registrerte KU-tiltak 1991-2005 187
Figur 8.2	Antall KU-tiltak etter tiltakstype, 1991-2005. 188
Figur 8.3	Antall KU-tiltak 1991-2005 etter fylke..... 189

Summary

Joint Strategic Research Program on EIA

This joint strategic research program on environmental impact assessment – EIA (2001-2005) has focused on methods and criteria to examine, evaluate and improve EIA-quality. The research program has been financed by the Norwegian Research Council with funds originating from the Norwegian Ministry of Environment. The program has involved researchers from the Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Norwegian Institute for Air Research (NILU), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), The Norwegian Institute for Cultural Heritage Research (NIKU), the Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Bioforsk), and the Norwegian Institute for Urban and Regional Research (NIBR). These institutions constitute the *Environment Alliance* – a consortium of Norwegian environmental research institutes.

The joint strategic research program on EIA has focused on key challenges and research questions related to EIA in Norway and internationally. The program has been cross and multi-disciplinary oriented, and has facilitated review, evaluation and discussion of EIA practice and methods in a dialogue between natural sciences, cultural heritage research and social science research. The activity has included a cross-disciplinary examination and assessment of a selection of Norwegian EIAs.

One of the central objectives of the joint strategic research programme has been to establish a scientific basis for discussing and developing a clearer knowledge and understanding of what should be required of an EIA to be considered “Good enough”.

Some of the central topics that have been addressed in the research program are:

- What standards of quality and requirements ought to be set for an EIA in Norway and internationally?

- What should be required regarding data; methods; documentation; consideration of uncertainty and risk, accuracy, neutrality and balance in the presentation of a project and its EIA?
- What methods ought to be used in carrying out EIAs for different kinds of projects, and how good and relevant are the methods that are being used?
- How is the EIA process functioning today, and how can it be improved.

The purpose has been to contribute to enhance and strengthen EIA as a planning and environmental management mechanism and tool. The research program has contributed to increased cross-disciplinary cooperation and research among the researchers of the *Environment Alliance* on the development and the status of EIA in Norway and internationally.

A large number of concrete Norwegian EIAs have been examined by cross- and multi-disciplinary research teams, and this has resulted in a series of articles and publications on central topics and challenges in the EIA field. Some of the articles are included in this book, and they focus on: i) Scoping and the quality of EIA. There is considerable variation in the quality of EIAs in Norway – even after many years of experience. ii) Uncertainty in EIA-predictions. Decision-makers and other actors are often not informed about the uncertainty embedded in the predictions. iii) Assessment of environmental vulnerability. The discussion focuses on the definition of – and the use of – the concept *environmental vulnerability* in EIA. iv) Cross-disciplinary consideration of value. The article focuses on the understanding of value relative to the environment, cultural heritage, culture and society. v) The EU Water Framework Directive (WFD) and EIA. The article discusses how EIA can be used to comply with the EU WFD and contribute to the design and localisation of projects that ensure sustainable use of the water-resources. vi) Actors, roles and responsibilities in EIA work. In Norway it is the developer who prepares the EIA. One can ask if the EIAs in this way are sufficiently neutral and objective enough. The municipalities have been given the crucial responsibility of handling and approving the EIA. Relative to this, it is important to consider whether the individual municipality has the necessary qualifications and capacity to carry out this responsibility in a satisfactory manner.

The homepage of the Joint Strategic Research Program:
www.nilu.no/niluweb/services/kusip/

1 KU-SIPens bakgrunn, orientering og organisering

Arne Tesli, NIBR, Jørn Thomassen, NINA og Jan Sørensen NIVA og NIBR

1.1 Innledning

Miljøinstituttene felles strategiske instituttprogram (SIP) om Konsekvensutredninger (2001-2005) har relatert seg til sentrale kunnskapsutfordringer innenfor konsekvensutredningsfeltet i Norge og internasjonalt. Programmet har vært fler- og tverrfaglig orientert, og har lagt til rette for en gjennomgang, evaluering og metodedrøfting av konsekvensutredninger i skjæringsfeltet mellom naturvitenskap, kulturminneforskning og samfunnsfag. Aktiviteten har blant annet omfattet en tverrfaglig² gjennomgang og vurdering av et utvalg norske konsekvensutredninger. Dette har foregått parallelt med en teori- og metodedrøfting knyttet til utviklingen av konsekvensutredninger som miljøpolitisk verktøy.

En sentral målsetting for dette felles strategiske instituttprogrammet (SIP) har vært at arbeidet skal danne et faglig utgangspunkt for drøfting og utvikling av en klarere bevissthet og krav mht. hva som skal kunne regnes som ”godt nok” for en konsekvensutredning.

Noen av de sentrale problemstillingene man har jobbet med har vært:

² Disiplinoverskridende vitenskapelig virksomhet betegnes gjerne fler- eller tverrfaglighet (Wisted og Mathisen 1995). Med flerfaglig tenker vi på en sammenkobling av bidrag fra flere fag rettet inn mot å belyse et felles overgripende problemkompleks. For at noe skal karakteriseres som tverrfaglig, må det i tillegg skje en reell vitenskapelig integrasjon av de forskjellige bidragene, teoretisk og/eller metodisk. I denne rapporten vil vi for enkelthets skyld bare bruke begrepet "tverrfaglig", selv om arbeidet også omfatter andre former for disiplinoverskridende forskning.

- Hvilke krav og standarder bør stilles til gjennomføring av konsekvensutredninger i Norge og internasjonalt?
- Hva skal kreves m.h.t. datagrunnlag, metodebruk, dokumentasjon, behandling av usikkerhet og risiko, nøytralitet og balanse i framstillingen av et prosjekt (tiltak) i en konsekvensutredning?
- Hvilke metoder bør benyttes i gjennomføringen av ulike konsekvensutredninger, og hvor gode og relevante er de metodene som er tilgjengelige og i bruk?
- Hvordan fungerer KU-prosessen i dag og hvordan kan den forbedres?

Se nærmere presentasjon av KU-SIPen på hjemmesiden:
(www.nilu.no/niluweb/services/kusip/)

1.2 Bakgrunn

1.2.1 Miljømyndighetenes målsettinger for en bærekraftig utvikling

Formålet med bestemmelsene om konsekvensutredninger er å klargjøre virkningen av tiltak som kan få vesentlige konsekvenser for miljø, naturressurser eller samfunn. Konsekvensutredninger skal sikre at disse virkningene blir tatt i betraktning under planlegging av tiltaket og når det tas stilling til, og eventuelt på hvilke vilkår, tiltaket kan gjennomføres. Bestemmelsene skal sikre at relevante alternativer og problemstillinger blir beskrevet og drøftet, og bidra til at tiltakshavere utvikler og utformer tiltaket slik at hensynet til miljø, naturressurser og samfunn blir ivaretatt. Konsekvensutredningen skal gi en oversiktlig og forutsigbar behandling av større utbyggingstiltak, og gi interesseorganisasjoner og offentligheten gode muligheter til medvirkning (Konsekvensutredninger etter Plan- og bygningsloven. Miljøverndepartementet. SFT T-1173).

Konsekvensutredninger er et verktøy for å sikre at prosjekter blir gjennomført på en miljømessig og samfunnsøkonomisk forsvarlig måte. Konsekvensutredninger inngår også som et ledd i arbeidet med å vri miljøinnsatsen fra *reparerende* til *forebyggende arbeid*, og få til enklere, åpnere og mer demokratiske planleggingsprosesser med tidlig konfliktavklaring og -løsning.

Konsekvensutredninger framheves også som et av de viktigste miljøpolitiske instrumenter i forhold til målsettingen om å få til en bærekraftig utvikling og i forhold til "føre var"-prinsippet (World Commission on Environment and Development 1987).³

I Miljøverndepartementets Stortingsmelding om "Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling" heter det bl.a.: "En sektorovergripende miljøvernpolitikk krever en helhetlig virkemiddelbruk på tvers av sektorer. En effektiv miljøvernpolitikk bør sørge for at miljøhensyn blir integrert i rammevilkårene for alle sektorer i samfunnet.

Integrering av miljøhensyn på et tidlig tidspunkt i beslutningsprosessene vil innebære mer forebygging av miljøproblemer, noe som oftest er mindre ressurskrevende enn å "reparere"."

(Miljøverndepartementet 1997: 25). Dette strategiske instituttprogrammet har rettet seg direkte inn mot en slik helhetlig tilnærming og forståelse av miljøutfordringene knyttet til ulike utbyggingsprosjekter og tiltak innenfor ulike sektorer.

I samme Stortingsmelding heter det videre: "Regjeringen vil bruke plan- og bygningsloven som et sentralt virkemiddel i miljøvernpolitikken, slik det er skissert i St meld nr 29 (1996-97) *Om regional planlegging og arealpolitikk*. Det er i denne sammenhengen viktig med en helhetlig politikk, Det er videre viktig å sikre god samordning mellom plan- og bygningsloven og annet lovverk som har konsekvenser for arealbruken. bruke informasjon for å skape engasjement for miljøvernarbeidet, bidra til å styrke demokratiet gjennom reelle medvirknings- og kommunikasjonsprosesser, og skape forståelse og aksept for miljøvernpolitikken. bidra til økt miljøkompetanse blant alle aktører i samfunnet, både i offentlig sektor og i bedriftene." (Miljøverndepartementet 1997: 26). Det norske konsekvensutredningssystemet er nettopp orientert mot bedre forvaltnings- og planleggingspraksis i forhold til de målsettinger som regjeringen her skisserer, og i den samme Stortingsmeldingen står det: "... Plan- og bygningsloven er spesielt viktig for avveining mellom ulike interesser og formål både på land og i kystnære områder. Åpne og demokratiske planprosesser er nøkkelen til å finne balanse mellom næringslivsaktiviteter, vern og kompenserende tiltak, for å oppnå helhetlige samfunnsløsninger." (Miljøverndepartementet 1997:51).

³ Innebygd i dette ligger også en bestrebelse på å etterleve internasjonale miljøavtaler og konvensjoner, slik som for eksempel Convention on Biological Diversity (CBD), gjennom bl.a. et sterkere fokus på økosystem-orienterte tilnærminger i forvaltningen.

Målsettingene med dette strategiske instituttprogrammet har i sterk grad relatert seg til de overordnede mål som miljøvernmyndighetene har skissert for miljøvernarbeidet.

1.2.2 KU-bestemmelsene i Plan- og bygningsloven

Gjennom EØS-avtalen har Norge forpliktet seg til å tilpasse seg de gjeldende EU-direktiver og innarbeide disse i norsk lovgivning. Bestemmelsene med krav om konsekvensutredninger for prosjekter som kan ha konsekvenser for miljø, naturressurser eller samfunn har vært hjemlet i plan- og bygningsloven (PBL) siden august 1990, og i løpet av de siste femten årene har konsekvensutredninger (KU) blitt etablert som et sentralt miljøpolitisk planleggings- og styringsverktøy i Norge, Europa og internasjonalt.

Som en tilpasning til EUs Rådskdirektiv (85/337/EEC) ble reviderte lovbestemmelser for konsekvensutredninger vedtatt i Stortinget i mars 1995, og de nye, reviderte, forskriftene trådte i kraft 1. januar 1997. De viktigste endringene i forhold til de bestemmelsene som hadde vært gjeldende fra 1990, var:

- a) Flere tiltakstyper og tiltak kom inn under bestemmelsene. Hvilke tiltak som skulle omfattes, ble identifisert i to vedlegg som lister opp ulike tiltakstyper.⁴ Vedlegg II-tiltakene skal vurderes i forhold til bestemte kriterier i forskriftenes §4 som ledd i avgjørelsen om det skal kreves konsekvensutredning for det enkelte tiltak.⁵
- b) Kommunene fikk en mer sentral stilling i systemet som ansvarlig myndighet for mange tiltak – mens Miljøverndepartementets rolle ble redusert.
- c) Lovteksten gav videre bestemmelser om samordning av behandlingen etter KU-bestemmelsene og de ordinære planleggingsprosesser etter plan- og bygningsloven.

⁴ Vedlegg I-listen omfatter 25 typer tiltak innenfor hovedkategoriene: industri og næring; infrastruktur; landbruk og havbruk; andre tiltak; samt utvidelser av Vedlegg I-tiltak. Vedlegg II-listen omfatter de samme hovedkategoriene som Vedlegg I-listen, samt turisme- og fritidsaktiviteter. Størrelseskriteriene er lavere for Vedlegg II-tiltakene.

⁵ Kriteriene er gruppert innenfor 5 hovedkategorier: i) områder og objekter som er vernet, ii) områder og objekter omfattet av nasjonale planer for vern, iii) viktige friluftsområder og grøntstrukturer i tettbygde strøk, iv) områder omfattet av rikspolitiske retningslinjer, og v) vesentlig forurensning.

- d) Lovteksten omfattet også krav om redegjørelse for bruk av KU-prosessens resultat ved videre behandling av tiltaket. (Jfr. Husby et.al. 1997).

Fra de første meldinger om KU ble sendt i januar 1991 og fram til nye KU-bestemmelser trådte i kraft 1. april 2005, ble det registrert 707 meldinger⁶ for konsekvensutredninger i Norge. Massetak (sandtak og grustak, o.l.), veg, jernbane, og industri- og næringsbygg har vært blant de mest vanlige tiltakene gjennom hele perioden, mens vindkraftverk og golfbaner har kommet meget sterkt fra ca. 1998.

I en gjennomgang av erfaringene med de første årene med formelt KU-regelverk i Norge ble det i 1997 oppsummert at norske konsekvensutredninger gjennomgående var tilfredsstillende utført (Husby, et.al. 1997). Til tross for dette, har man hele tiden kunnet observere en del klare mangler ved det norske KU-systemet, og det er i flere sammenhenger rettet kritikk mot KU-rapporter og KU-prosessen, der man har pekt på at enkelte rapporter er av dårlig kvalitet, og at man gjennom prosessen i mange tilfeller ikke har klart å fokusere på vesentlige virkninger eller konsekvenser (se f.eks. Swensen 1999).

Det er derfor relevant å se nærmere hvordan KU-bestemmelsene har fungert i praksis, både forvaltningsmessig, og mht. kvaliteten på de konsekvensutredninger som har vært gjennomført, samt hva dette betyr for den videre iverksetting av det enkelte tiltak.

1.3 Behov for bedre kvalitetssikring

Kvalitetssikringen av KU i Norge er i stor grad basert på en intern kvalitetsvurdering hos utbygger, som legger fram KU, og at dette skal foregå i samspill med offentlige høringsinstanser som legger fram sine merknader og uttalelser, og *Ansvarlig myndighet*, som er tillagt det formelle ansvaret med å godkjenne konsekvensutredningen. Slik vi ser det, er det imidlertid et behov for en bedre og mer uavhengig overvåkning og kvalitetssikring av konsekvensutredninger (Se også Lerstang og Tesli 1999). Sadler skriver om formell gjennomgang og vurdering av konsekvensutredninger: "While the approach, methods,

⁶ I vår oversikt over KU-tiltak tar vi utgangspunkt i at en melding har blitt sendt på høring, og bruker datoen for når meldingen ble sendt på høring som grunnlag for å fastsette når den enkelte KU-sak "oppstod". KU-saker hvor vi ikke har registrert melding eller dato for når melding er sendt, er *ikke* tatt med i vår oversikt.

and criteria differ, formal EIS reviews focus on a number of common aspects. more formal statement of review criteria might be:

- sufficiency of information provided (e.g., complete and conforms to study objectives);
- reliability of analysis or interpretation (e.g., consistent with state of scientific knowledge and methodology); and
- relevance for decision making (e.g., clear description of environmental consequences and, where appropriate, management options).” (Sadler 1996:123)

Internasjonalt har det vært en tiltakende interesse for å etablere mer systematiske tilnærminger og rammeverk for kvalitetsvurderinger av KU. Norman Lee og hans samarbeidspartnere ved EIA-senteret, University of Manchester, var foregangspersoner gjennom utviklingen av The Environmental Statement Review Package (Lee and Colley 1990). Lee og Colleys evalueringstilnærming fokuserer imidlertid i hovedsak på hvorvidt de *prosessuelle* sider og krav ved konsekvensutredningsarbeidet er tilfredsstillende, og det er et behov for videreutvikling av dette arbeidet. Det er særlig relevant å finne fram til mekanismer og kriterier som kan sikre at man får forholdsvis enhetlige krav og grunnlag mht. konsekvensutredningens innhold, dybde i analyse og dokumentasjon. Dette blir av særlig relevans og betydning sett i forhold til at ansvaret for håndtering og godkjenning av et stort antall konsekvensutredninger i Norge nå er desentralisert og ligger hos kommunen.

1.3.1 FoU om KU

De siste årene har det foregått en del forskning og utredning om konsekvensutredninger i Norge (se f.eks. Hanssen 2005), men denne aktiviteten har vært forholdsvis avgrenset, og har i hovedsak vært sektorrelatert og lite samordnet. I Norge har man bare i begrenset grad hatt en langsiktig forskning som har tatt for seg noen av de mest sentrale forskningsmessige utfordringer og problemstillinger som er knyttet til konsekvensutredninger, til KU-metodikk, og til ulike aspekter ved KU-prosedyre og kvalitet. Samtidig har det vært et klart behov for å utvide og styrke kunnskapen og kompetansen om konsekvensutredninger. KU-arbeidet er tverrfaglig i sin natur, og det er viktig at forskningen innenfor dette feltet utvikles gjennom samarbeid mellom forskere med ulik faglig bakgrunn og metode-tilnærming.

KU-arbeidet er orientert mot at det skal gjennomføres helhetlige kartlegginger og analyser, samt at dette skal presenteres klart og sammenstilt innenfor et enhetlig rammeverk. En særlig forskningsutfordring relaterer seg til metodeutvikling knyttet til den sammenstilling og vektning av ulike miljøkonsekvenser som skal gjøres i konsekvensutredningen. Dette strir man fortsatt med, både i Norge og internasjonalt, og her ligger det en sentral utfordring for KU-systemet og forskningsmiljøet som relaterer seg til det (Jfr. Lee 1999). Det er følgelig verdifullt med et forskningsbasert samarbeid med tanke på tverrfaglig evaluering, kvalitetsvurdering og utvikling av teori og metode knyttet til KU.

En rekke konsulentfirma er tungt inne i KU-arbeidet, og enkelte universiteter og høyskoler har etablert kurs og undervisning i KU-tematikk og -metode. Det er imidlertid et klart behov for utviding av dette tilbudet, og for mer forskning og produksjon av kunnskap og undervisningsmaterieell relatert til konsekvensutredninger.

1.3.2 Faglige mål – kompetansebygging innen KU-feltet

Felles for alle Miljøinstituttene er at konsekvensutredningsfeltet regnes som et sentralt interessefelt og satsningsområde, og instituttene har som sentral målsetting å videreutvikle sitt samarbeid med forskning, dokumentasjon og informasjon om konsekvensutredninger i Norge.

Svært mange faglige problemstillinger knyttet til KU er av tverrfaglig karakter, og det er et behov for å frambringe og koble sammen kunnskap fra flere disipliner på en systematisk måte. Et viktig mål i dette strategiske instituttprogrammet har derfor vært å styrke forståelse og behovet for tverrfaglighet, f.eks. gjennom samarbeidsformer der ulike faggrupper samvirker for å få fram en mest mulig helhetlig og tverrfaglig drøfting av de faglige utfordringene.

Det anses som viktig at Miljøinstituttene samlet kan fungere som en *faglig uavhengig pådriver* og *premissleverandør* som har sin basis i faglig basert kvalitetsvurdering og metodeutvikling, og som kan bidra til å påvirke fagdepartement og andre myndighetsorganer som er ansvarlige for håndtering av konsekvensutredningssystemet i Norge. Internasjonale erfaringer bl.a. fra Nederland og Canada viser at dette er en egnet måte å forholde seg til KU på, slik at faglige mål, særlig med tanke på krav til miljømessig og faglig forsvarlig håndtering av ulike KU-saker, opprettholdes og videreutvikles.

Resultatene fra dette strategiske instituttprogrammet bør således ha direkte nytteverdi for ulike brukergrupper og interesseorganisasjoner.

1.4 Beskrivelse av SIP-programmet – oversikt over arbeidet

Dette strategiske instituttprogrammet (SIP) har gått over fem-års perioden 2001-2005, og har relatert seg til sentrale kunnskapsutfordringer innenfor konsekvensutredningsfeltet i Norge. De første par årene var aktiviteten konsentrert om en tverrfaglig basert gjennomgang og drøfting av et utvalg konkrete konsekvensutredninger. Dette foregikk parallelt med en teori- og metodegjennomgang som var orientert mot de oppfølgende problemstillinger og forskningstema som man ønsket å fokusere på innenfor SIP-arbeidet.

1.4.1 Mål for programmet

SIP-programmets hovedmål har vært å:

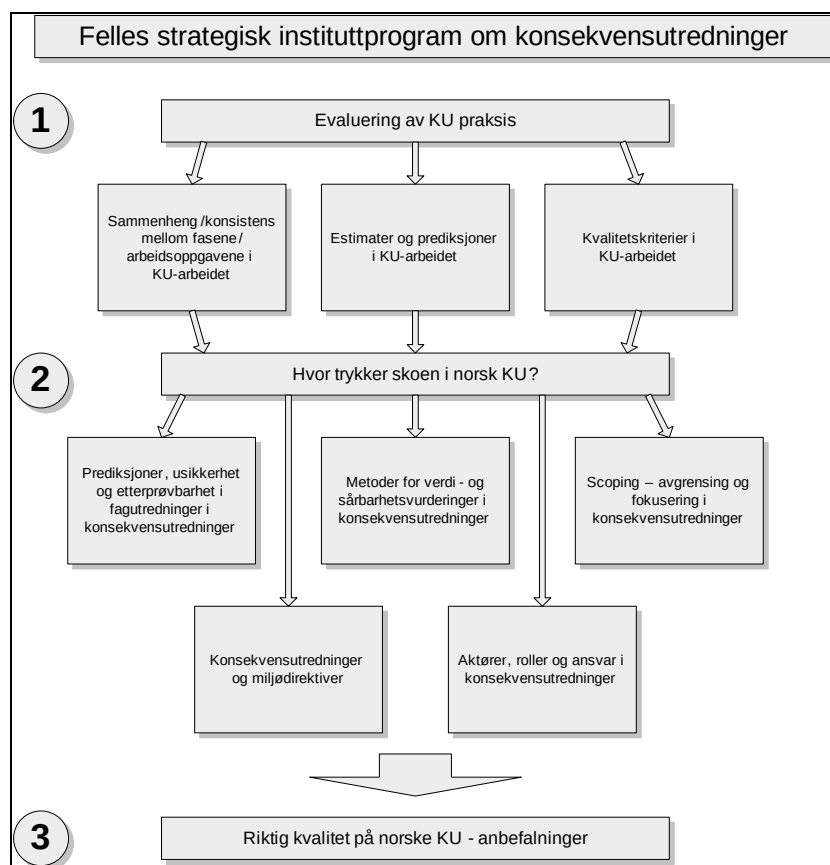
- Legge grunnlaget for å få *bedre kvalitet* på konsekvensutredninger som gjennomføres i Norge, herunder forbedring av teoretisk kunnskap og metodegrunnlag. Dette er bl.a. koblet til utvikling av metoder som kan gjøre "føre-var"-prinsippet mer operasjonelt, og også hva som skal til for å gjøre prinsippene for "bærekraftig utvikling" mer konkrete.
- *Øke kunnskapsgrunnlaget* om KU, og om KU-systemets plass innenfor miljøforvaltningen og planleggingen.
- *Styrke KU-systemet* som et sentralt miljøforvaltnings verktøy – nasjonalt og internasjonalt.
- *Øke kompetansen* på konsekvensutredningsfeltet innen Miljøinstituttene.
- *Styrke Miljøinstituttene* som *premissleverandør* i forhold til de kravene som bør stilles til konsekvensutredninger som gjennomføres i Norge.

Som en del av SIP-arbeidet har det vært arrangert ni seminarer hvor alle forskerne har vært involvert, hvor vi har drøftet resultatene av de ulike delprosjektene, erfaringene, samt lagt løpet for det videre arbeidet. Samtidig har vi hatt en rekke mindre seminarer og workshops hvor de ulike temagruppene har drevet fram sitt arbeid.

Målet med dette arbeidet har vært å danne et faglig utgangspunkt for drøfting og utvikling av en klarere presisering og avgrensing av hva som skal kunne regnes som "godt nok" for konsekvensutredninger for ulike typer tiltak. Hva er faglig relevant, hva er nødvendig og hva er tilstrekkelig i forbindelse med gjennomføring av en bestemt konsekvensutredning?

SIP-arbeidet har foregått i to faser. I Fase 1 (2001-2002) hadde vi en tverrfaglig gjennomgang og vurdering av et utvalg konsekvensutredninger, bl.a. for å finne ut hvor man har de største problemer og utfordringer. I Fase 2 (2003-2005) hadde vi fem temagrupper som fokuserte på mer avgrensede problemstillinger, og som hadde som målsetting å utarbeide arbeidsnotater og artikler knyttet til disse tema. Arbeidet i Fase 1 og 2 er skjematisk illustrert i figur 1.

Figur 1.1 Arbeidet i SIPens fase 1 og 2.



1.5 SIP-arbeidets Fase 1

I programmets første to år (2001-2002) tok vi for oss, og gikk i dybden inn i, dokumentasjonen og materialet for et utvalg på 12 KU-saker. Disse konsekvensutredningene omfattet ulike tiltakstyper: Motorvei, jernbane, massetak, industri- og næringstiltak, offentlig bygg og skytefelt.

- E16 Rørvik-Vik (Sundvollen),
- Forbrenningsanlegg Klemetsrud,
- Gardermobanen,
- Haga golfbane,
- Radioaktivt avfall Himdalen,
- Horvnes industriområde,
- Lia Pukkverk,
- Messehall Lillestrøm,
- Regionfelt Østlandet,
- Sør-korridoren – bane- og veiutbygging, Oslo sør,
- Metanolfabrikk Tjeldbergodden,
- Vindkraftverk Smøla – Statkraft.

(En kort omtale av disse casene finnes også under KU-SIP-ens hjemmeside): www.nilu.no/niluweb/services/kusip

Forskere fra alle instituttene var involvert i gjennomgangen og vurderingene av disse konsekvensutredningene ut fra sitt faglige ståsted, men også innenfor en tverrfaglig basert vurdering. Noen av de tema og spørsmål som ble behandlet var:

- a) Fokuseringen/avgrensingen av KU-arbeidet. Her står målformulering og fastsetting av utredningsprogrammet sentralt – på engelsk kalt *scoping*⁷;
- b) metodisk og analytisk tilnærming og grunnlag;
- c) dokumentasjon av KU-prosess og hvilke natur, miljø og samfunnsmessige elementer og verdier som påvirkes av tiltaket;
- d) presentasjonen av effektene; og
- e) sammenstilling og vektning.

⁷ Scoping: Jfr. f.eks. Beanland: "To identify, from a broad range of potential problems a number of priority issues to be addressed by the EIA." (1988).

Gjennomgangen av de ulike KU-sakene dannet grunnlaget for evalueringsarbeidet, og ga oss konkret informasjon om det norske KU-systemets praksis og metodebruk. En av målsettingene i den første fasen av SIP-arbeidet var at man skulle få bedre kunnskap om KU-praksis, KU-prosedyre, metoder, dokumentasjon, sammenstilling, vektning og annen praksis, for deretter å kunne fokusere på mer avgrensede problemstillinger knyttet til kvalitet på konsekvensutredninger i SIPens fase II.

I SIPens første fase (2001-2002) var arbeidet organisert i tre flerfaglige arbeidsgrupper, som fokuserte på følgende tema:

1. *Sammenheng og konsistens mellom fasene* og arbeidsoppgavene i KU-arbeidet: Det fastsatte utredningsprogram; de faglige resultatene i del- eller fagutredningene; og hvordan det som ble angitt i UP, og som hadde blitt faglig utredet i delutredningene, ble fremstilt, gjengitt og vurdert i den enkelte KU-rapport.
2. *Estimatene og prediksjonene*: Hvilken form har de? Omfang – retning, hvor nøyaktige er de? Sies det noe om usikkerhet? Er det muligheter for etterprøvbarehet?
3. Kvalitetskriterier.

1.5.1 Tema 1: Sammenheng og konsistens mellom fasene og arbeidsoppgavene i KU-arbeidet.

Sentralt i arbeidet med tema 1 var å vurdere sammenheng og konsistens mellom den faglige framstilling og vurdering av de ulike tema som drøftes i forskjellige faser av KU-arbeidet, herunder faglig kvalitet og framstilling mellom og innen de ulike hovedfasene i KU:

1. Melding
2. Utredningsprogram
3. Temautredninger
4. Utarbeidelse av KU rapport.

Arbeidet startet med en oversiktsmessig gjennomgang av de 12 ovennevnte KU-sakene. Med bakgrunn i denne innledende vurderingen ble tre tiltak valgt ut for mer inngående gjennomgang og drøfting:

- E16 Rørvik-Vik
- Smøla Vindpark

- Horvnes Industriområde.

I gjennomgangen og vurderingen fokuserte man særlig på:

- Beslutningsrelevans (utvalg av tema, relevant og oppdatert informasjon)
- Konsistens (systematikk, komponenter, dekningsgrad)
- Faglig kvalitet (metoder, dokumentasjon, etterprøvnbarhet)
- Framstilling (balansert, nøytral, fokusert).

Sentrale problemstillinger for denne gruppa var om det er tilstrekkelig konsistens mellom fasene i KU-prosessen. For eksempel: er det samsvar mellom det som står i meldingen og kravene som framsettes i utredningsprogrammet? Videre, svarer temautredningene på de spørsmålene som er stilt i utredningsprogrammet, og gir KU-rapporten en god og tilfredsstillende sammenstilling og presentasjon av det arbeidet og de vurderinger og funn som er gjort i de ulike fag- og sektorrapportene?

1.5.2 Tema 2: Estimatenes/prediksjonene: Hvilken form har de? Omfang – retning, hvor nøyaktige er de?

Sentrale spørsmål som ble drøftet under tema 2 var:

- Estimatenes og prediksjonene: Hvilken form har de?
- Omfang – retning, hvor nøyaktige er de?
- Sies det noe om usikkerhet? Er det muligheter for etterprøvnbarhet?

Problemstillingene og arbeidet i denne gruppa ble videreført i fase to, og resulterte i flere artikler, hvorav en er presentert i kapittel 4 om Usikkerhet og prediksjoner.

1.5.3 Tema 3: Utvikling av kvalitetskriterier i norsk KU

En sentral målsetting for arbeidet i dette strategiske instituttprogrammet har vært å legge et grunnlag for *bedre kvalitet* på konsekvensutredninger som gjennomføres, herunder forbedring av teoretisk kunnskap og metodegrunnlag. Dette har bl.a. vært koblet til

drøfting av hvordan man kan gjøre "føre-var"-prinsippet og ikke minst "bærekraftprinsippet" mer operasjonelt.

Arbeidet med drøfting av kvaliteten på KU har tatt utgangspunkt i sentrale internasjonale tilnærminger til problematikken, særlig: "*The Environmental Statement Review Package*" (Lee & Colley 1990); og arbeidet utført av EU kommisjonen: "*Guidance on EIA: EIA Review*": <http://europa.eu.int/comm/environment/eia/eia-guidelines/g-review-full-text.pdf>. Annen relevant litteratur knyttet til vurdering av kvaliteten på KU er også konsultert (Arts 1998, Canter & Sadler 1997, Hickie & Wade 1998, Sadler 1996, Spooner 1998, Wathern 1988, Wilson 1998, Wood 1995).

Kvalitetskriteriene relaterer seg til flere nivåer: Kvalitet på *KU prosess og prosedyre*; kvalitet på det konkrete *utredningsarbeidet* (fagutredninger og syntese gjennom KU rapport); kvalitet på ulike *aktørers* involvering i KU prosessen. Disse kvalitetskriteriene har vi forsøkt å fange opp gjennom utarbeidelse av en sjekkliste tilpasset norske forhold.

Utvalgte KU-tiltak med tilhørende KU dokumenter ble vurdert opp mot sjekklistene til Lee&Colley og EU. På bakgrunn av dette utarbeidet vi en pilotutgave av en sjekkliste tilpasset norske forhold (se vedlegg 2 for full sjekkliste, eller (<http://www.nilu.no/niluweb/leverfil.cfm/Totaltema1.doc?id=3998&type=6>)

Ved utarbeidelsen av sjekklisten tilstrebet vi å følge en del generelle krav til kriterier (se også Leknes & Lerstang (2003)):

- Hvert enkelt kriterium er godt definert og entydig.
- Hvert enkelt kriterium gir mulighet for rimelig konsistent og objektiv anvendelse.
- Hvert enkelt kriterium fyller bestemte formål forskjellig fra andre kriteriers formål.
- Hvert enkelt kriterium er viktig for en samlet vurdering av KUens kvalitet.

Vår utarbeidelse av kvalitetskriterier er tilpasset norske forhold, og har tatt utgangspunkt i bestemmelsene om KU prosess i plan- og bygningsloven, og sjekklisten er bygget opp med følgende hovedelementer:

1. Melding med forslag til utredningsprogram (UP);
2. Fastsetting av UP;

3. Gjennomføring av KU arbeidet;
4. Ferdig KU prosess og sluttdokument;
5. Avbøtende tiltak, overvåking og oppfølgende undersøkelser.

For hvert hovedelement ble det utarbeidet et sett med hovedtema, og et sett med deltema (tabell 1.1).

Tabell 1.1 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av norske KU – antall hovedtema og deltema fordelt på hovedelementer.*

Hovedelement	Antall hovedtema	Antall deltema
Melding med forslag til utredningsprogram	12	90
Fastsetting av UP	5	7
Gjennomføring av KU arbeidet	5	57
Ferdig KU prosess og sluttdokument	2	11
Avbøtende tiltak, overvåking og oppfølgende undersøkelser	3	12
Sum	27	177

I selve kvalitetsvurderingen benyttet vi en 6-delt skala ved vurderingene (se tabell 1.2) basert på Lee & Colley (1990).

Tabell 1.2 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av norske KU – skala for vurderinger (basert på Lee & Colley 1990).⁸*

Kategori	Beskrivelse
6	Generelt godt utført, ingen viktige oppgaver mangler eller er ufullstendige
5	Generelt tilfredsstillende og komplett, kun mindre mangler og utilstrekkeligheter
4	Kan bli vurdert som akkurat tilfredsstillende til tross for mangler og/eller utilstrekkeligheter
3	Deler er bra besvart, men vurderes helhetlig som ikke godt nok ut fra mangler og/eller utilstrekkeligheter
2	Ikke tilfredsstillende, betydningsfulle mangler eller utilstrekkeligheter
1	Svært utilfredsstillende, viktige oppgaver dårlig gjennomført eller ikke behandlet
IA	Ikke anvendelig. Vurderingstemaet er ikke anvendelig eller irrelevant i denne saken

1.6 Lærdom fra arbeidet i fase 1

1.6.1 Utredningsprogrammet

I de utvalgte KU-ene ser det i enkelte tilfeller ut til at utredningsprogrammet har blitt "altomfattende", og det kan virke som om det ikke har vært foretatt en skikkelig fokusering eller prioritering (scoping) for å avgrense KU-arbeidet. Dette har ført til at utredningsressurser har blitt brukt på til dels ikke sentrale problemstillinger, og at sentrale problemstillinger i enkelte tilfeller ikke blir utredet i sterk nok grad. Ett eksempel på dette er utredningsprogrammet for E16 Rørvik-Vik, der ett av alternativene omfattet tunnel, og hvor det var bebyggelse og boliger nær munningen av tunnelen, men hvor følgene for luftkvaliteten for boligene i dette området ikke var tatt med i utredningsprogrammet.

1.6.2 Fag- eller delutredningene

I forbindelse med KU-arbeidet blir det ofte gjennomført flere delutredninger knyttet til bestemte sektorer eller deler av prosjektets

⁸ Karaktergivingen er modifisert ved at vi har brukt tall i stedet for bokstavkarakterer.

antatte konsekvenser. Noen av svakhetene vi har observert i delutredningene er:

- Utredningene dekker ikke alle relevante tema og problemstillinger. Det fremgår ikke eksplisitt hvorfor enkelte problemstillinger er utelatt – om det er gjort ut fra faglige vurderinger, eller om det skyldes uteglemmelse eller mangel på kompetanse.
- Problemstillinger knyttet til risiko og uhell mangler eller er overfladisk behandlet.
- Spørsmålet om usikkerhet er i stor utstrekning mangelfullt beskrevet i delutredningene.
- Avbøtende tiltak er dårlig beskrevet.

I enkelte tilfeller blir det gjort endringer i planene for tiltaket (slike endringer kan gjelde: lokalisering, størrelse, tekniske løsninger, m.m.) uten at utredningene har blitt oppdatert i forhold til dette.

1.6.3 Konsekvensutredningsrapporten

KU-rapportens oppbygning er i enkelte tilfeller ikke tilpasset utredningsprogrammet. Man burde kunne forvente at de retningslinjer for arbeidet som skisseres i utredningsprogrammet i større grad blir reflektert i KU-rapporten.

Langsiktige, sekundære konsekvenser for naturressurser og naturmiljø som følge av et tiltak vil ofte være av større betydning enn de kortsiktige primære miljøeffekter. I de tre KU-sakene E16 – Røyrvik-Vik, Smøla Vindpark og Horvnes industriområde er det f.eks. lagt lite vekt på langsiktige tidsperspektiv og sekundære effekter.

1.7 SIPens Fase 2 – organiseringen av arbeidet

1.7.1 Drøfting av prosjektforslag til utdypet forskning innenfor Felles-SIP aktiviteten

Med utgangspunkt i erfaring og lærdom fra arbeidet i SIPens Fase 1, drøftet deltakerne seg fram til hvilke tema og problemstillinger man skulle konsentrere seg om i SIP-arbeidets fase 2 (2003-2005).

Arbeidsgruppene kom med forslag til tema for delprosjekter man ønsket å jobbe videre med. I utgangspunktet formulerte arbeidsgruppene 19 forslag til delprosjekter som man betraktet som aktuelle innenfor SIP-ens tema og arbeidsfelt. Prosjektforslagene og mulighetene for koblinger mellom disse ble drøftet i plenum på et seminar med deltakelse av alle de involverte forskerne, og hensikten var å finne fram til 4-5 tema for utdypet forskningsmessig gjennomgang og drøfting innenfor det videre SIP-arbeidet. Følgende temaområder ble valgt:

1. Prediksjoner, usikkerhet og etterprøvnbarhet i fagutredninger i konsekvensutredninger.
2. Metoder for verdi- og sårbarhetsvurderinger i konsekvensutredninger.
3. Scoping –prosess og metodikk.
Fokusering (scopingprosessen). I hvilken grad har man åpenhet, medvirkning og commitment i ulike faser av KU-prosessen? I hvilken grad er dette med på å påvirke planleggingen?
4. KU og miljødirektiver.
Er KU et egnet verktøy for gjennomføring av internasjonale miljødirektiver? Arbeidet tar spesielt for seg forholdet mellom KU og EUs rammedirektiv for vann 2000/60/EF (Vanndirektivet).
5. Aktører, roller og ansvar i KU-arbeidet – betydningen for legitimitet og prosess.
Aktører, roller, ansvar: Hvilke institusjonelle rammer fungerer KU innenfor? Hva slags rettigheter, plikter og ansvar har de ulike aktørene i ulike faser av KU-prosessen? Hvilke kvalitetskrav har man for KU, og betyr dette noe i forhold til det endelige utfallet av KU-prosessen? Hvilken kapasitet og kompetanse har ansvarlig myndighet, og har man et problem i forhold til habilitet?

For hvert av disse temaene har det vært flerfaglige arbeidsgrupper som har drøftet problemstillinger og utfordringer innenfor hvert av områdene, og som har utarbeidet notater og artikler med basis i dette. Et utvalg av disse artiklene er presentert i del II av dette kompendiet.

1.8 Kort sammendrag av artiklene

KU-kvalitet og scoping

Tidligere studier (se f.eks. Husby et.al. 1997) har vist at det er en klar sammenheng mellom kvaliteten på scoping-prosessen – dvs. arbeidet

fram til fastsetting av utredningsprogrammet, og kvaliteten på den endelige konsekvensutredning. KU-SIP-arbeidet påpeker flere kritiske forhold og variable både knyttet til prosessen fram til fastsatt UP og UPs innhold. De vurderte konsekvensutredningene får dårlig karakter på spørsmål som:

- om berørte aktører/interessenter har hatt gode muligheter til aktiv deltakelse i scopingprosessen. Dette er (kanskje?) litt overraskende sett i en norsk kontekst – hvor vi ofte antar at vi har ganske gode prosesser for involvering og deltakelse.
- Er det gjennom scopinga gjennomført en vesentlig innsnevring av tema? – Dette er jo nærmest en hovedhensikt med scopinga, og det at man scorer dårlig på dette er nokså kritisk.

Usikkerhet.

Usikkerhet er nesten uunngåelig i KU-prediksjoner. Arbeidet viser at beslutningstakere og andre interessenter ofte ikke blir gjort oppmerksom på den usikkerheten som ligger i KU-rapportens prediksjoner. Det argumenteres for at det bør legges mer vekt på å forbedre kommunikasjonen om usikkerhet i KU-prediksjoner, og å gjøre prediksjonene mer transparente/gjennomsiktige.

Bedømming av miljøårbarhet.

Arbeidet fokuserer på innholdet i og bruken av sårbarhetsbegrepet i integrert sårbarhetsmetode, drøfter begrepet i KU-sammenheng. Konklusjonen er at sårbarhetsbegrepet er best egnet for overordnede analyser og arealbetraktninger i grov, oversiktlig målestokk. Konseptet er særlig nyttig i tidlige faser av KU, der alternativer utformes og undersøkes. Ved å innføre oversiktsanalyser av miljøets sårbarhet i starten av KU-prosessen, kan miljøhensyn få en mer framtredd posisjon ved utarbeidingen av prosjekteralternativer, samtidig som grunnlaget for avgrensning og presisering av undersøkelsesområdet (scoping) bedres.

Tverrfaglig verdiforståelse og verdisetting

Verdisetting er et sentralt tema i konsekvensutredninger, og det er avgjørende for å forstå og formidle omfanget eller betydningen av de konsekvensene et tiltak kan få. Verdisetting vil også inneholde en viss grad av subjektivitet, og det er behov for åpne kriterier som kan fremme diskusjon og forståelse rundt verdisettinga. I dette arbeidet har man sett på grunnleggende verdiforståelse knyttet til temaene naturmiljø, kulturminner, kulturmiljø og samfunn. I artikkelen foreslås en felles verdiskala som kan bidra til å lette kommunikasjonen mellom ulike fagfelt og forvaltningsområder.

For natur og kultur viser man hvordan framstillingen av verdi ved hjelp av standardiserte måleskalaer bidrar til faglig syntese og gir mulighet for mer gjennomsiktede vurderingsprosedyrer. Det er også slik at desto mer enhetlig verdivurderingene er på tvers av fagfeltene, jo enklere er det å overføre disse vurderingene til de samme standardiserte måleskalaer.

Konsekvensutredninger og EUs rammedirektiv

EUs rammedirektiv for vann skal bl.a. bidra til å beskytte og – om nødvendig – forbedre kvaliteten av ferskvann, kystvann og grunnvann, og sikre en bærekraftig bruk av vannressursene. Drøftingen av hvordan KU relaterer seg til dette, viser at konsekvensutredninger kan være et nyttig verktøy for å klargjøre virkninger av større tiltak og bidra til at tiltakene lokaliseres og utformes på en måte som fremmer en bærekraftig bruk av vannforekomstene.

Aktører, roller og ansvar i KU-arbeidet

I Norge er det tiltakshaver (utbygger) som har ansvaret for å utarbeide konsekvensutredningen for det enkelte tiltak. Man kan stille seg spørsmålet om konsekvensutredningene i tilstrekkelig grad blir *nøytrale nok*, om de blir *objektive nok*, eller om de kanskje i for sterk grad blir en formidling av tiltakshavers synspunkter og interesser. I det norske KU-systemet, blir det således en sentral oppgave for de *offentlige høringsinstansene* – og (kanskje i særlig grad) *ansvarlig myndighet* – å sørge for at så *ikke* skjer. Særlig sett i forhold til den *desentraliserte forvaltningsmodellen* man har i Norge, hvor *kommunene* har fått et grunnleggende ansvar som AM for å *forvalte* KU-systemet og *godkjenne den enkelte KU*, blir det viktig å vurdere i hvor stor grad man i den enkelte kommune har *kompetanse og kapasitet til å ivareta dette ansvaret*. I enkelte tilfeller kan man også støte på problemer knyttet til habilitet og integritet hos de ulike myndighetsorganene – dette er et spørsmål det vil være viktig å forholde seg til og avklare nærmere i tida som kommer – dvs. få klarere kjøreregler for.

1.9 Oppsummering av SIP-arbeidet – Konklusjon

- Kvaliteten på KU varierer sterkt.
- I forbindelse med utarbeidelsen av utredningsprogrammet er fokuseringen og prioriteringen av utredningstema ofte svak.

- Utredningsprogrammet (UP) har i mange tilfeller vært fragmentert og lite spesifisert; referanse til nullalternativet har vært manglende eller er ikke reell; manglende angivelse av tiltakets influensområde; svak faglig dokumentasjon av områdets verdi og prediksjon av virkninger av tiltaket; og kun summarisk beskrivelse av avbøtende tiltak.
- Svikt i ett stadium av KU-prosessen forplanter seg gjerne videre til etterfølgende KU-faser. Dvs. føringer lagt i utredningsprogrammet har stor betydning for kvaliteten på den endelige KU-rapporten.
- Fastsettingen av utredningsprogram og prioriterte utrednings-tema er ofte mangelfullt begrunnet. Oppfølgingen av utredningsprogrammet i temautredning og KU-rapport er i mange tilfeller heller ikke tilfredsstillende.
- Oppfølgingen av høringsuttalelsene er i mange tilfeller mangelfulle.
- En må sikre at ansvarlig myndighet i bedre grad ivaretar en kvalitetssikring knyttet til alle faser av KU-prosessen. Det er også viktig at kvalitetssikringen ikke bare omfatter KU-prosessens formelle prosessaspekter, men også den enkelte konsekvensutrednings konkrete innhold og utsagn om sentrale miljøtema og miljøkonsekvenser.
- Gjennom vurderingen av de utvalgte konsekvensutredningene har man fått bekreftet antakelsene om viktige mangler og fallgruver ved kvalitetssikringen av det norske KU systemet. Blant de spørsmål og problemstillinger som vi har fokusert på, kan nevnes: er det lagt vekt på kommunikasjon og medvirkning av ulike interessenter og hvor reell er denne; hvor stor er de ulike aktørenes reelle påvirkning; og er høringsuttalelser fra ulike parter identifisert og tatt hensyn til; hvilke konfliktreduserende faktorer er identifisert;
- Det er videre viktig å finne fram til bedre metoder for behandling av kumulative virkninger av mange små prosjekter og tiltak.
- Ut fra målsettinger om bedre miljø- og ressursforvaltning, mener vi at samfunnet vil være tjent med å styrke den faglige basis som skal legges til grunn for gjennomføring av konsekvensutredninger i Norge.

Litteratur

- Arts, J. 1998: EIA Follow-up. On the role of Ex post evaluation in Environmental Impact Assessment. (Chapter 5, og eventuelt Part V). GeoPress. Groningen.
- Beanland, G. 1988. Scoping methods and baseline studies in EIA. I: Wathern (Ed.)
- Canter, L. & Sadler, B 1997: A tool kit for effective EIA practice – Review of methods and perspectives on their application. (Chapter VII: Other methods related to EIA process). International Association for Impact Assessment.
- Cuff, J. & Ruddy, G. 1994. SEA - evaluating the policies EIA cannot reach. In: T&CP pp.45-47.
- Fisher, R. & Ury, W. 1982. Getting to Yes -- Negotiating agreements without giving in. Hutchinson Publ. Ltd. London.
- Glasson, J. 1994. EIA - only the tip of the iceberg? In: T&CP. pp. 42-45.
- Hickie, D. & Wade, M. 1998: Development of Guidelines for improving the effectiveness of environmental assessment. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Husby, S.R. et.al. 1996. Seks år med konsekvensutredninger. NIBR rapport 1997:20.
- Johansen, S. og Farsund, A. 1997. Distriktsmessige konsekvensutredninger. Samarbeidsrapport mellom NIBR og Rogalandsforskning. 1997.
- Lee, N. & Colley, R. 1990. The Environmental Statement Review Package

- Lee, N. & Colley, R. 1992: Reviewing the Quality of Environmental Statements. EIA Centre, University of Manchester. Occasional Paper No. 24. Second Edition. Manchester.
- Lee, N. 1999. Integrated Approaches to Impact Assessment: Recent Developments and Future Directions. Foredrag på IAIA konferansen i Glasgow, juni 1999.
- Lerstang, T. og Tesli, A. 1999. Utfordringer for det norske KU-systemet – oppfølging av arbeidet fra den internasjonale studien om KU-systemets effektivitet. I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo
- Miljøverndepartementet 1997. St meld nr 58 (1996-1979). Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
- Miljøverndepartementet 1999. Årbok for konsekvensutredninger 1997/1998. Oslo.
- Miljøverndepartementet T-1173. Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven. Oslo.
- Miljøverndepartementet T-1248. Konsekvensutredninger i plan- og bygningsloven med forskrift av 13. desember 1996. Oslo.
- Norges forskningsråd 1999. Evaluering av NILU, NIVA, Jordforsk og NIKU – En oppsummering. Norges forskningsråd. Oslo.
- Sadler, B. 1993 in: EIA Review no. 52.
- Sadler, B. 1996 Environmental Assessment in a changing world. Evaluating Practice to Improve Performance. CEAA & IAIA.
- Sadler, B. & Verheem, R. 1996b Strategic Environmental Assessment - Status, Challenges and Future Directions. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Netherlands. Publication Number 53.
- Spooner, B. 1998: Review of the quality of EIA Guidelines, their use and circumnavigation. In: Donnelly, Dalal-Clayton and Hughes: A Directory of Impact Assessment Guidelines. (Second edition). International Institute for Environment and Development. London

- Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
- Swensen, I. 1999. "KU. Forhandle bort det viktigste, eller fokusere på det vesentlige? I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo.
- Swensen, I. og Tesli, A. 1999. Elementer av SKU i policy-beslutning: Kyststamvegen Kristiansand – Bergen – Trondheim. I: Nordisk prosjekt om strategiske miljøvurderinger (SEA) for planer og programmer. Nordisk Ministerråd. TemaNord 1999:539. København.
- Strand, A. og Moen, B. 1999. Dårlig håndverk – eksemplet "Konsekvensutredning for hovedveg Asker-Røyken". I: Regionale trender 1/99. NIBR. Oslo.
- Tesli, A. og Husby, S.R. 1999. EIA in a transboundary context: Principles and challenges for a coordinated Nordic application of the Espoo convention. I: Environmental Impact Assessment Review. Volume 19, Number 1. Elsevier, New York.
- Wathern, P. (Ed.) 1990. Environmental Impact Assessment. Theory and Practice. Routledge, London and New York.
- Wilson, L. 1998: A practical method for environmental impact assessment audits. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Wisted, B. og Mathisen, W.C. 1995: Tverrfaglig forskning i Norge – barrierer og forskningspolitiske virkemidler. Fagbladet Forskningspolitikk.
http://fagbladet.nifustep.no/fagbladet/innhold/om_fagbladet
- Wood, C. 1995: EIA report review. I: Wood, C. Environmental Impact Assessment – A comparative Review. (Kap. 12) Longman. Harlow.
- World Commission on Environment and Development (WCED), 1987. Our Common Future. New York. Oxford University Press.

2 Kvaliteten på arbeidet med fastsetting av utredningsprogram (scoping)

Jørn Thomassen, NINA og Arne Tesli, NIBR

2.1 Innledning

Det er et par antakelser og observasjoner som ligger til grunn for vårt arbeid med å fokusere på scopingens⁹ kvalitet i norske konsekvensutredninger: 1. Det er en klar sammenheng mellom kvaliteten på scoping og kvaliteten på den konsekvensutredning som blir gjennomført; og 2. De scopingprosesser som fram til nå har blitt gjort i Norge har ofte vært mangelfullt dokumentert, vært mangelfulle – eller ikke har vært gode nok. Det er særlig dette siste vi vil fokusere på i denne artikkelen.

Vurdering av KU-kvalitet

I Miljøinstituttens strategiske instituttprogram (MI-SIP) om konsekvensutredninger fokuserte vi i første fase på kvaliteten på et utvalg norske konsekvensutredninger. Med basis i de deltakende forskernes faglige ståsted og bakgrunn gjennomførte vi en fler- og tverrfaglig vurdering av disse konsekvensutredningene. I vår vurdering av kvalitet på KU tok vi utgangspunkt i metoder og tilnærminger som har vært utviklet internasjonalt (slik som f.eks. Lee & Colley (1992) (norsk versjon 1994), og EU (2001: <http://www.europa.eu.int/comm/environment/eia/eia-support.htm>). Sjekklistene har stått sentralt i arbeidet med å vurdere kvaliteten på hele, faser av, eller deler av, KU- arbeidet. Med bakgrunn i dette, tok

⁹ Med scoping vil vi mene den dialogen og det arbeidet som leder fram til *fastsatt utredningsprogram* for gjennomføring av en konsekvensutredning.

vi først for oss Lee & Colleys sjekkliste for å vurdere konsekvens-utredningers kvalitet, inklusive de ulike faser i KU-prosessen. Gjennom utprøving av deres sjekkliste på utvalgte norske konsekvens-utredninger, fant vi at det var mye som fungerte godt med sjekklisten og karaktervurdering også i en norsk kontekst. Samtidig innså vi at det var et behov for å supplere denne sjekklisten med spørsmål som går utover de rent prosedyre-relaterte elementer som her er sterkt framtreddende. Dette for å kunne forholde seg til spesielle rutiner og krav som er etablert for gjennomføring av KU i Norge. Vi fant også enkelte spørsmål i EUs sjekkliste som hensiktsmessige og relevante, og som vi ønsket å inkludere. Samtidig vil vi hevde at EU-sjekklisten generelt sett er vel lang og omstendelig, og derfor ikke like lett å anvende eller bruke som Lee og Colleys sjekkliste og tilnærming er..

Den sjekklisten som vi utarbeidet i MI-SIPens første år, omhandler fem sentrale faser av konsekvensutredningsprosessen, og den gir mulighet til en systematisk kvalitetsvurdering av ulike *Hovedtema* og *Deltema* knyttet til hver av disse fem fasene (se Tabell 2.1 og eksempel i Vedlegg 2). For hvert spørsmål i sjekklisten skal det gis en *karakter* på en skala fra 1 til 6, hvor 6 er best og 1 dårligst (Tabell 2.5).

Tabell 2.1 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av KU - KU-prosessens fem sentrale faser med angivelse av antall spørsmål i sjekklistens hovedtema og deltema (se også Vedlegg 2).*

Fase i KU-prosessen	Antall spørsmål	
	Hovedtema	Deltema
A. Melding med forslag til utredningsprogram	12	90
B. Fastsetting av utredningsprogram	5	7
C. Gjennomføring av KU arbeidet	5	57
D. Ferdig KU-prosess og sluttdokument	2	11
E. MOP, avbøtende tiltak, overvåking, oppfølgende undersøkelser	3	12
Sum	27	177

Tabell 2.2 Sjekkliste for kvalitetsvurdering av KU –
Vurderingsskala, modifisert etter Lee & Colley (1992).¹⁰

Kate- gori	Beskrivelse
6	Generelt godt utført, ingen viktige oppgaver mangler eller er ufullstendige
5	Generelt tilfredsstillende og komplett, kun mindre mangler og utilstrekkeligheter
4	Kan bli vurdert som akkurat tilfredsstillende til tross for mangler og/eller utilstrekkeligheter
3	Deler er bra besvart, men vurderes helhetlig som ikke godt nok ut fra mangler og/eller utilstrekkeligheter
2	Ikke tilfredsstillende, betydningsfulle mangler eller utilstrekkeligheter
1	Svært utilfredsstillende, viktige oppgaver dårlig gjennomført eller ikke behandlet
IA	Ikke anvendelig. Vurderingstemaet er ikke anvendelig eller irrelevant i denne saken

I SIP-arbeidets andre del fokuserte vi spesielt på scoping, dvs. det som i tabell 1 er angitt som fasene A og B i konsekvensutredningsprosessen: *Meldingen med forslag til Utredningsprogram*; muligheter for *høring og høringsmøter*; *Høringsuttalelser*; og *Fastsatt Utredningsprogram*.

2.1.1 Sjekkliste for kvalitetsvurdering av Scopingprosessen

Ved utarbeidelse av sjekkliste for kvalitetsvurdering av arbeidet med utforming av utredningsprogrammet (scopingprosessen), har vi tatt utgangspunkt i den sjekklisten vi utarbeidet for vurdering av kvaliteten på hele KU-prosessen. Vi har også høstet lærdom av generelle prinsipper og erfaringer om hva som skal til for å få til vellykket fokusering av arbeidet – eller scoping gjennom egne erfaringer og litteratur (Jfr. Lee & Colley (1990), EU (2001), Leknes & Lerstang (2003)).

Formålet med utarbeidelse av sjekklisten er at man på en systematisk måte skal kunne gjøre en forholdsvis rask kvalitetsvurdering av

¹⁰ Vi har imidlertid anvendt tall i stedet for bokstavkarakterer.

scopingarbeidet i forbindelse med norske konsekvensutredninger (se Sjekklisten i Vedlegg 1).

Vi har hatt en grundig gjennomgang og drøfting av de 55 sjekkliste-spørsmålene, med særlig tanke på at de skal være hensiktsmessige og relevante i forhold til de norske KU-bestemmelsenes krav og praksis. Listen har blitt redusert og modifisert underveis i arbeidet, og bør nå være et godt utgangspunkt for vurdering av kvaliteten på scopingprosessen.

Gjennom sjekklisten har vi mulighet til å vurdere bl.a. følgende forhold:

- i) Prosedyren (vurdere om alle aktuelle interessenter har fått muligheter til å gi sitt syn til kjenne, og at scoping og KU kommer tidlig i planleggingen);
- ii) beslutningsrelevans (vurdere om arbeidet fokuseres på det som er relevant for de som skal fatte de sentrale beslutninger i saken – men at det også er relevant i forhold til det informasjonsbehov andre involverte parter har). Dette omfatter aktører som:
 - a. Ansvarlig myndighet som skal godkjenne konsekvensutredningen;
 - b. Offentlige høringsinstanser – slik som direktoratene under Miljøverndepartementet;
 - c. Direkte berørte naboer og grunneiere;
 - d. Landsomfattende interesseorganisasjoner, NGOer;
 - e. Andre miljøbevisste og interesserte personer/aktører.
 - f. Samfunnet for øvrig.
- iii) beskrivelsen av tiltaket (bl.a. identifisering av aktuelle og realistiske alternativer);
- iv) vurdering av data og kunnskapsgrunnlaget (identifisering av hvilke tema som konsekvensutredningsarbeidet skal konsentrere seg om; hvordan disse tema skal behandles; vurdere, og ta høyde for, ”godt nok” prinsippet)
- v) vurdering av beskrivelsen og drøftingen av effekter; og
- vi) fastsetting av det formelle utredningsprogrammet.

Vi vil i det følgende illustrere hvordan kvalitetsvurdering av scopingprosessen kan gjøres ved å anvende sjekklisten på en vurdering av ti KU-tiltak (Tabell 2.3).

Tabell 2.3 Oversikt over 10 utvalgte KU-tiltak hvor scopingprosessen er vurdert ved bruk av sjekklisten.¹¹

ProsjektId	TILTAKSTYPE	PROSJEKTNAMN	KOMMUNE	FYLKE	Melding sendt
104	JERNBANE	Gardermobanen, Råholt	Ullensaker	Akershus	08.06.1993
276	VEG	E6 gjennom Melhus, Skjeringstad-Jaktøyen	Melhus	Sør-Trøndelag	17.07.1997
330	GOLFBANE	Golfbane i Vestringbygda	Nord-Aurdal	Oppland	14.05.1998
376	VEG	E6 4-felt Råde grense- Moss grense	Rygge	Østfold	05.11.1998
377	VASSDRAGSREGULERINGER	Overføring av Finnkoisjøen til Nesjøen	Tydal, Meråker	Nord- og Sør-Trøndelag	04.03.1999
411	VASSDRAGSREGULERINGER	Follafooss kraftverk	Verran	Nord-Trøndelag	29.09.1999
438	HAVNEANLEGG	Flatholmen havn	Ålesund	Møre og Romsdal	03.07.2000
479	VINDKRAFTVERK	Statkrafts vindkraftverk på Smøla	Smøla	Møre og Romsdal	19.12.1997
485	MASSETAK	Gusdalen og Sunndalen, massetak	Vanylven	Møre og Romsdal	04.07.2000
490	ANLEGG FOR SPESIALAVFALL	Multibrenselanlegg på Øra	Fredrikstad	Østfold	22.09.2000

Ved kvalitetsvurderingene har vi hver for oss benyttet sjekklisten på de aktuelle dokumentene og gitt karakterer. Våre uavhengige vurderinger er deretter sammenlignet, og gjennomsnittkarakter er beregnet.

I karaktergivningen går det et viktig skille mellom karakterene 3 og 4: I den norske oversettelsen av Lee & Colleys sjekkliste er karakteren 4: *”Kan bli vurdert som akkurat tilfredsstillende til tross for mangler og/eller utilstrekkeligheter”*. Mens karakteren 3 er:

”Deler er bra besvart, men vurderes helhetlig som ikke godt nok ut fra mangler og/eller utilstrekkeligheter”. Dvs. karakteren 4 representerer et minstekrav for det som kan regnes som *Godt nok*, mens 3 er *ikke godt nok*. Det går således et kvalitativt meget viktig skille mellom karakterene 3 og 4.¹² Ved å fokusere på dette skillet, prøver vi å *”operasjonalisere”*. Godt nok-prinsippet ved å relatere oss til Lee & Colleys karakterskala, samt å anvende karaktergivningen på hvert av det som vi regner som de mest kritiske elementer (og faser) i KU-arbeidet.

De sjekklistespørsmål som får karakteren 4 eller bedre, betraktes i vår gjennomgang som tilfredsstillende – og således godt nok. Mens de spørsmålene som får karakteren 3 eller lavere ikke kan regnes som

¹¹ Casene er valgt for å kunne gi et viss bilde av bredden av tiltakstyper. ProsjektId refererer seg til det enkelte KU-tiltaks nummer i NIBRs KU-database.

¹² Se Tabell 2 for en oversikt over Lee & Colleys karakterskala i norsk oversettelse.

tilfredsstillende – eller godt nok.¹³ Vi har vært strenge ved evalueringene slik at dersom *kun en av forfatterne* har gitt karakteren 3 eller dårligere vurderes kvaliteten som ikke godt nok.

Det er et ganske tydelig samsvar mht. påpekning av de deler av KU-arbeidet og de KU-faser som framkommer som mangelfulle eller dårlige i den enkelte konsekvensutredning. Sjekklisten må således betraktes som hensiktsmessig og velegnet til å avdekke denne typen svakheter. I de etterfølgende punkter gjengir vi resultatene fra sjekklistevurderingene for de ulike elementer av scoping-arbeidet for de utvalgte konsekvensutredningene.

2.2 Sjekklistevurdering av arbeidet med fastsetting av utredningsprogrammet – Scopingprosessen

I Tabell 2.4 har vi gjengitt gjennomsnittskarakteren¹⁴ for de ulike sjekklister spørsmålene knyttet til fastsetting av utredningsprogrammet, samt hvor mange av de ti vurderte tiltakene som av en eller begge forfatterne har fått karakteren 3 eller dårligere.¹⁵

I vår vurdering av arbeidet med fastsetting av utredningsprogrammet – eller scopingprosedyren, så får de ulike tiltakene jevnt over ganske bra score på spørsmålene (men viktige unntak finnes):

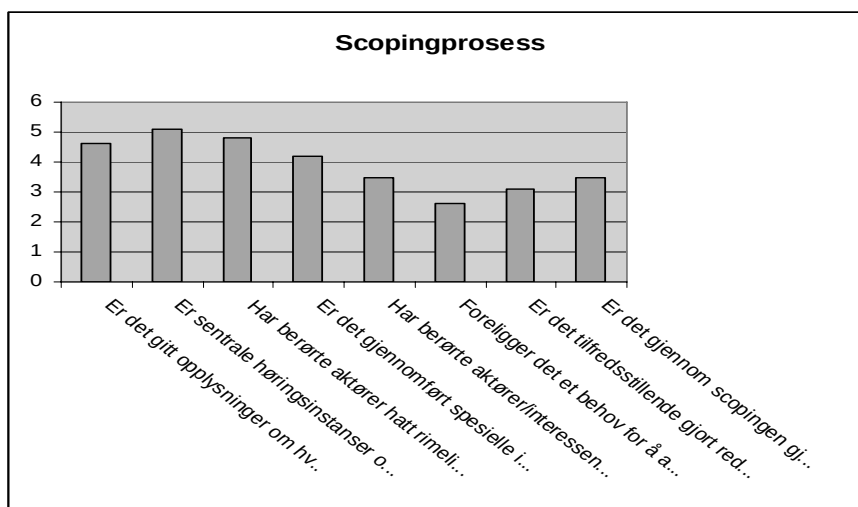
- om hvem som har utarbeidet og avgrenset Utredningsprogrammet;
- om sentrale høringsinstanser og interessenter har blitt identifisert;
- om berørte aktører har hatt rimelig tid og anledning til å involvere seg i scopingprosessen;
- om berørte aktører/interessenter har hatt god mulighet til aktiv deltakelse i scopingprosessen; og

¹³ Det har i stor grad vært bra samsvar mellom de to forfatternes karaktergivning, men på enkelte punkter har det også vært et visst avvik, noe som muligens kan tilbakeføres til ulike faglige ståsted, m.m.

¹⁴ Beste karakter 6, og dårligste 1.

¹⁵ I de etterfølgende tabellene (5-9) er tilsvarende gjort for beslutningsrelevans, beskrivelsen av tiltaket, vurdering av data og kunnskapsgrunnlaget, vurdering av effekter og utredningsprogrammet.

- om det gjennom scopingen er gjennomført spesielle informasjonstiltak.



En del sjekklister spørsmål gir imidlertid karakteren 3 eller lavere (hos en eller begge forfatterne) for mer enn halvparten av tiltakene:

- om berørte aktører/interessenter har hatt god mulighet til aktiv deltakelse i scopingprosessen (8);
- om det er gjort tilfredsstillende rede for scopingprosessen i utredningsprogrammet(8);
- hvis det er angitt spesifikke tilnærmingsmåter eller metoder, om det er gjort tilfredsstillende rede for disse metodene og bruken av dem (7); og
- og om det gjennom scopingen er gjennomført en vesentlig innsnevring av tema (6).

Tabell 2.4 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til fastsetting av **Utredningsprogrammet** – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.*

	Gj.snitsskarakter	Antall tiltak med score 3 eller lavere
Er det gitt opplysninger om hvem som har utarbeidet og avgrenset utredningsprogrammet – UP (scoping)?	4,6	2
Er sentrale høringsinstanser og interessenter identifisert?	5,1	0
Har berørte aktører hatt rimelig god tid og anledning til å involvere seg i scopingprosessen?	4,8	2
Er det gjennomført spesielle informasjonstiltak?	4,2	3
Har berørte aktører/interessenter hatt god mulighet til aktiv deltakelse i scopingprosessen?	3,5	8
Foreligger det et behov for å anvende spesielle scoping metoder (JA/NEI)? Hvis JA: Hvis det er angitt spesifikke scoping metoder, er det gjort tilfredsstillende rede for disse metodene og bruken av dem?	2,6	7
Er det tilfredsstillende gjort rede for scopingprosessen, for eksempel i et samlet dokument?	3,1	8
Er det gjennom scoping gjennomført en vesentlig innsnevring av tema?	3,5	6

2.3 Beslutningsrelevans

I Tabell 2.5 har vi gjengitt gjennomsnittskarakteren for de ulike sjekklistespørsmålene knyttet til beslutningsrelevans, samt hvor mange av de ti vurderte tiltakene som av en eller begge forfatterne har fått karakteren 3 eller dårligere.

På disse sjekklistespørsmålene er det få tiltak som får en meget god karakter. I mange tilfeller er karakteren preget av at oppgaven er akkurat godt nok – eller tilfredsstillende utført.

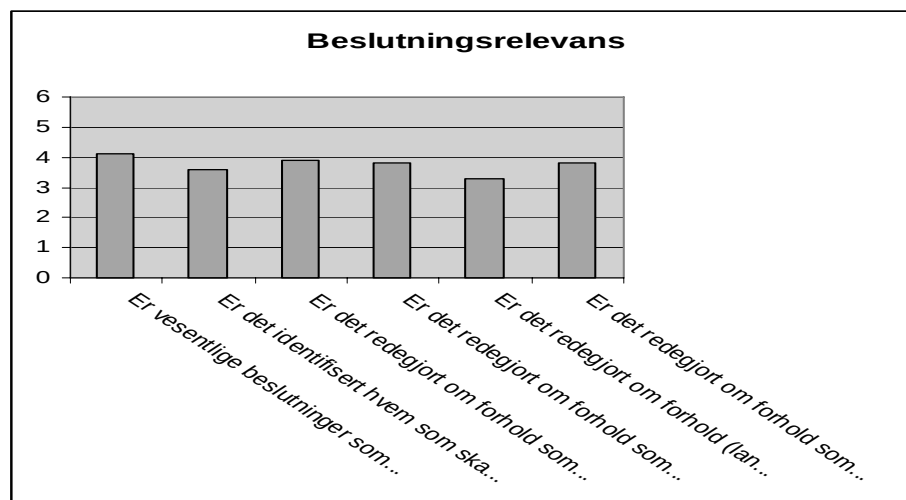
De tilfeller hvor man har dårlig karakter (3 eller dårligere) er på spørsmålene:

- Er det identifisert hvem som skal fatte hvilke beslutninger (8);
- Er vesentlige beslutninger som skal fattes på grunnlag av KU identifisert (6);
- er det redegjort for forhold som kan være av betydning for beslutninger som **tiltakshaver** skal gjøre (5);

- om det er redegjort for forhold (landbruk, miljø, friluftsliv: lokalt/regionalt) som kan være av betydning for beslutninger som **virkningsmyndigheter** skal gjøre (5).

Tabell 2.5 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til **Beslutningsrelevans** – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.*

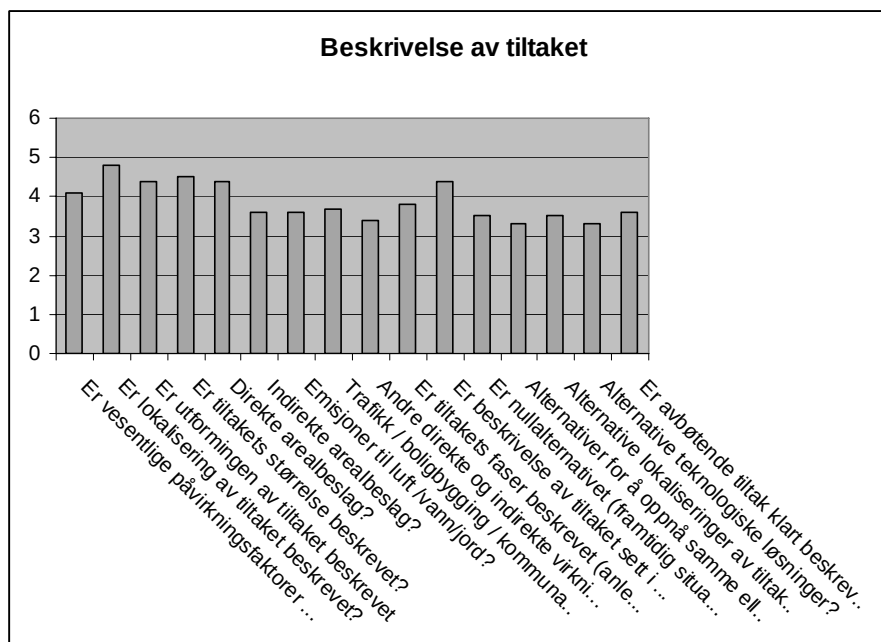
	Gjennsnitt Karakter	Antall tiltak med Score 3 eller lavere
Er vesentlige beslutninger som skal fattes på grunnlag av KU identifisert?	4,1	5
Er det identifisert hvem som skal fatte hvilke beslutninger?	3,6	8
Er det redegjort om forhold som kan være av betydning (resultatet av scoping) for beslutninger som tiltakshaver skal gjøre?	3,9	5
Er det redegjort om forhold som kan være av betydning (resultatet av scoping) for beslutninger som myndighet/planmyndighet skal gjøre?	3,8	3
Er det redegjort om forhold (landbruk, miljø, friluftsliv: lokalt/regionalt) som kan være av betydning (resultatet av scoping) for beslutninger som virkningsmyndigheter skal gjøre?	3,3	5
Er det redegjort om forhold som kan være relevant (resultatet av scoping) for berørte aktører og interesser?	3,8	4



2.4 Beskrivelsen av tiltaket

Når det gjelder beskrivelsen av tiltaket, scorer man – stort sett – bra på følgende spørsmål:

- Er vesentlige påvirkningsfaktorer identifisert;
- Er lokalisering av tiltaket beskrevet;
- Er utformingen av tiltaket beskrevet;
- Er tiltakets størrelse beskrevet;
- Er tiltakets influensområde med hensyn til direkte arealbeslag identifisert; og
- Er beskrivelsen av tiltaket sett i sammenheng med annet planarbeid.



I Tabell 2.6 har vi gjengitt gjennomsnittskarakteren for de ulike sjekklister spørsmålene knyttet til beskrivelsen av tiltaket, samt hvor mange av de ti vurderte tiltakene som av en eller begge forfatterne har fått karakteren 3 eller dårligere.

På følgende spørsmål får mer enn halvparten av tiltakene karakteren 3 eller lavere:

- Er avbøtende tiltak klart beskrevet og angitt (6),
- Er tiltakets influensområde identifisert, med hensyn til:
 - Indirekte arealbeslag
 - Emisjoner til luft/vann/jord
 - Trafikk / boligbygging / kommunale tiltak
 - Andre direkte og indirekte virkninger (6)

- Er nullalternativet (framtidig situasjon) skikkelig beskrevet og gjort rede for (7);
- Er realistiske alternativer beskrevet og vurdert, med hensyn til¹⁶:
 - Alternativer for å oppnå samme eller tilsvarende behov som tiltaket skal dekke
 - Alternative lokaliseringer av tiltaket og infrastruktur
 - Alternative teknologiske løsninger (8).

Deler av beskrivelsen av det enkelte tiltak er således i mange tilfeller ganske mangelfull.

Tabell 2.6 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til **Beskrivelsen av tiltaket** – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.*

	Gjennsnitt	Antall med score
	Karakter	3 eller lavere
Er vesentlige påvirkningsfaktorer identifisert?	4,1	4
Er lokalisering av tiltaket beskrevet?	4,8	0
Er utformingen av tiltaket beskrevet?	4,4	2
Er tiltakets størrelse beskrevet?	4,5	2
Er tiltakets influensområde identifisert, med hensyn til:		
- Direkte arealbeslag?	4,4	1
- Indirekte arealbeslag?	3,6	4
- Emisjoner til luft /vann/jord ?	3,6	5
- Trafikk / boligbygging / kommunale tiltak ?	3,7	5
- Andre direkte og indirekte virkninger ?	3,4	6
Er tiltakets faser beskrevet (anleggsfase, driftsfase, nedleggingsfase)?	3,8	3
Er beskrivelse av tiltaket sett i sammenheng med annet planarbeid?	4,4	2
Er nullalternativet (framtidig situasjon) skikkelig beskrevet og gjort rede for?	3,5	7
Er realistiske alternativer beskrevet og vurdert, med hensyn til:		
- Alternativer for å oppnå samme eller tilsvarende behov som tiltaket skal dekke ?	3,3	6
- Alternative lokaliseringer av tiltaket og infrastruktur ?	3,5	4
- Alternative teknologiske løsninger ?	3,3	8
Er avbøtende tiltak klart beskrevet og angitt?	3,6	6

¹⁶ Beskrivelsen av alternative lokaliseringer og løsninger er jo ikke noe som nødvendigvis skal være gjort i scoping-fasen. Derfor kan det være et litt vel strengt krav å si man i denne fasen ikke har en skikkelig alternativbeskrivelse. Det vesentlige vil være om man har fått en slik alternativbeskrivelse og -vurdering i selve KU-rapporten.

2.5 Vurdering av (data- og) kunnskapsgrunnlaget

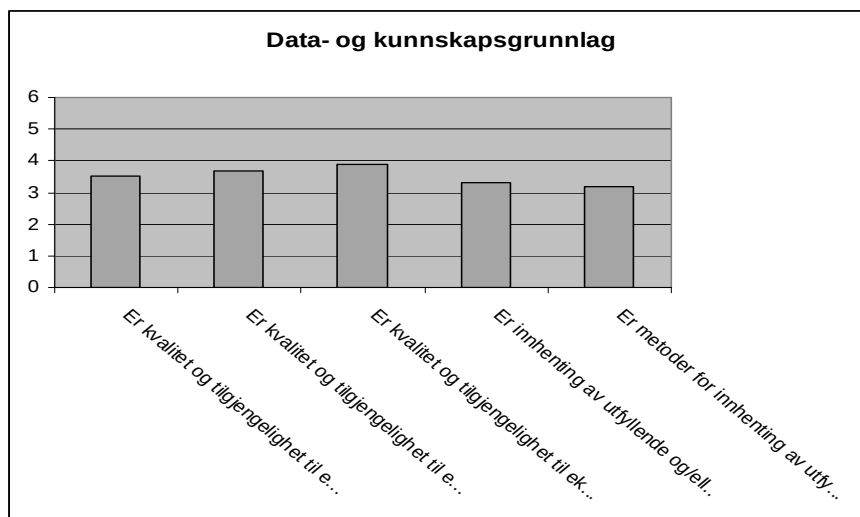
I Tabell 2.7 har vi gjengitt gjennomsnittskaracteren for de ulike sjekklistespørsmålene knyttet til vurdering av data- og kunnskapsgrunnlaget, samt hvor mange av de ti vurderte tiltakene som av en eller begge forfatterne har fått karakteren 3 eller dårligere.

Vurdering av data- og kunnskapsgrunnlaget for scoping gir karakteren 3 eller dårligere for 22 av 50 spørsmål:

- Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for **miljø** vurdert som godt nok? (6)
- Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for **naturressurser** vurdert som godt nok? (5)
- Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for **samfunn** vurdert som godt nok? (7)
- Er innhenting av utfyllende og/eller supplerende data (identifisert i de foregående spørsmål) planlagt ut fra hensyn til variasjonsmønster i tid og rom? (7)
- Er metoder for innhenting av utfyllende og/eller supplerende data angitt? (8)

Tabell 2.7 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskaracter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til **Vurdering av data og kunnskapsgrunnlaget** – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.*

	Gjennsnitt	Antall med score
	Karakter	3 eller lavere
Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for miljø vurdert som godt nok? (Hvis ikke skal supplerende datainnsamling kreves)	3,5	6
Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for naturressurser vurdert som godt nok? (Hvis ikke skal supplerende datainnsamling kreves)	3,7	5
Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for samfunn vurdert som godt nok? (Hvis ikke skal supplerende datainnsamling kreves)	3,9	7
Er innhenting av utfyllende og/eller supplerende data (identifisert i de foregående spørsmål) planlagt ut fra hensyn til variasjonsmønster i tid og rom?	3,3	7
Er metoder for innhenting av utfyllende og/eller supplerende data angitt?	3,2	8



2.6 Vurdering av effekter

I Tabell 2.8 har vi gjengitt gjennomsnittskaracteren for de ulike sjekklistespørsmålene knyttet til vurdering av effekter, samt hvor mange av de ti vurderte tiltakene som av en eller begge forfatterne har fått karakteren 3 eller dårligere.

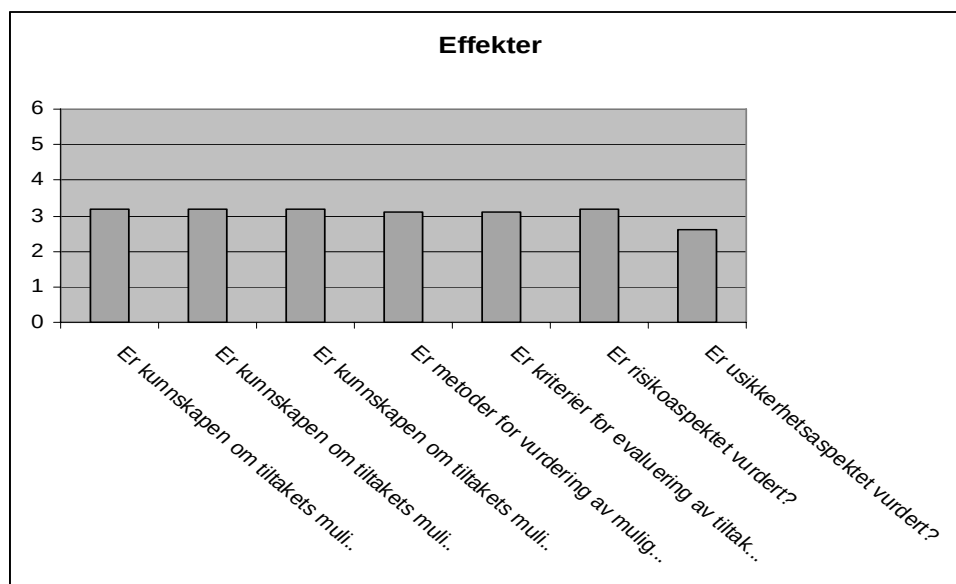
For omtrent halvparten av tiltakene er det også gjennomgående en lav score (3 og lavere) på alle spørsmålene knyttet til vurdering av effekter. Dette gjelder spørsmålene:

- Er kunnskapen om tiltakets mulige *effekter* på **miljø** vurdert i forhold til de krav man ønsker å stille til sikkerhet i beregning av konsekvenser? (7)
- Er kunnskapen om tiltakets mulige *effekter* på **naturressurser** vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (7)
- Er kunnskapen om tiltakets mulige *effekter* på **samfunn** vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (8)
- Er metoder for vurdering av mulige effekter av tiltaket i tilstrekkelig grad angitt? (7)
- Er kriterier for vurdering av det som er antatt å tiltakets mest signifikante effekter angitt? (7)
- Er risikoen for ulykker, og lignende vurdert? (6)

- Er usikkerheten knyttet til prediksjoner o.l. beskrevet og drøftet? (10)

Tabell 2.8 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til **Vurdering av effekter** – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.*

	Gjennsnitt	Antall med score
	Karakter	3 eller lavere
Er kunnskapen om tiltakets mulige effekter på miljø vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (Hvis ikke skal innhenting av utfyllende og/eller supplerende kunnskap kreves)	3,2	7
Er kunnskapen om tiltakets mulige effekter på naturressurser vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (Hvis ikke skal innhenting av utfyllende og/eller supplerende kunnskap kreves)	3,2	7
Er kunnskapen om tiltakets mulige effekter på samfunn vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (Hvis ikke skal innhenting av utfyllende og/eller supplerende kunnskap kreves)	3,2	8
Er metoder for vurdering av mulige effekter av tiltaket i tilstrekkelig grad angitt?	3,1	7
Er kriterier for evaluering av tiltakets signifikante effekter angitt?	3,1	7
Er det tatt stilling til behovet for å vurdere eventuelle grenseoverskridende virkninger?		
Er risikoaspektet vurdert?	3,2	6
Er usikkerhetsaspektet vurdert?	2,6	10



2.7 Utredningsprogrammet

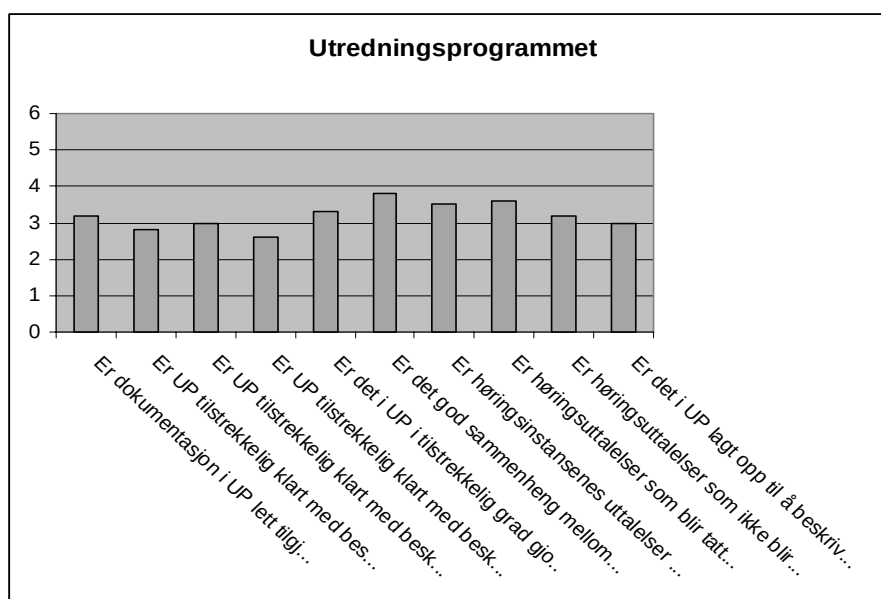
I Tabell 2.9 har vi gjengitt gjennomsnittskarakteren for de ulike sjekklistespørsmålene knyttet til vurdering av effekter, samt hvor mange av de ti vurderte tiltakene som av en eller begge forfatterne har fått karakteren 3 eller dårligere.

Når det gjelder utformingen av Utredningsprogrammet, så får mer enn halvparten av KU-tiltakene karakteren 3 eller lavere på følgende sjekklistespørsmål:

- Er det i UP i tilstrekkelig grad gjort rede for hvordan arbeidet med KU skal organiseres og gjennomføres, og er eventuell bruk av spesiell kompetanse i tilstrekkelig grad beskrevet? (8)
- Er dokumentasjonen i UP lett å forstå? (8)
- Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av hvor langt man skal gå/dybden på undersøkelser? (8)
- Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse og presisering mht. krav til metodevalg? (8)
- Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av omfang eller nivå på ressursbruk? (10)
- Stiller UP krav om at de samlede virkninger av tiltaket skal beskrives? (7)
- Er høringsuttalelser som blir tatt hensyn til i fastsetting av UP begrunnet? (6)

Tabell 2.9 *Sjekkliste for kvalitetsvurdering av scoping i KU - Gjennomsnittskarakter for aktuelle elementer/spørsmål knyttet til **Utredningsprogrammet** – basert på et utvalg av 10 KU-saker. Samt antall av disse 10 KU-sakene som har fått karakteren 3 eller lavere på de aktuelle spørsmål.*

	Gjennomsnittskarakter	Antall med karakter 3 eller lavere
Er dokumentasjon i UP lett tilgjengelig?	3,2	8
Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på undersøkelser?	2,8	8
Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på krav til metodevalg?	3,0	8
Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på ressursbruk?	2,6	10
Er det i UP i tilstrekkelig grad gjort rede for hvordan arbeidet med KU skal organiseres og gjennomføres, og er eventuell bruk av spesiell kompetanse i tilstrekkelig grad beskrevet?	3,3	8
Er det god sammenheng mellom scoping og UP	3,8	7
Er det gjort rede for høringsinstansenes uttalelser på en nøytral og upartisk måte i utredningsprogrammet?	3,5	6
Er høringsuttalelser som blir tatt hensyn til i fastsetting av UP begrunnet?	3,6	3
Er høringsuttalelser som ikke blir tatt hensyn til i fastsetting av UP begrunnet?	3,2	5
Er det i UP lagt opp til å beskrive de samlede virkninger for ulike berørte interesser?	3,0	7



2.8 Konklusjon

Dette arbeidet er primært ment som en testing av en sjekkliste til å vurdere kvaliteten på scopingprosessen i norske KU – dvs. arbeidet fram til fastsetting av utredningsprogrammet. Vurderingene som er gjort med basis i sjekklistene avdekker imidlertid en rekke svake punkter i scopingprosessen, særlig for følgende tema:

Prosedyren

Der man ikke har scoret så godt, er på spørsmålene

- om det foreligger behov for å anvende spesielle scoping metoder, og
- hvis det er angitt spesifikke scoping metoder, om det er gjort tilfredsstillende rede for disse metodene og bruken av dem;
- om berørte aktører/interessenter har hatt god mulighet til aktiv deltakelse i scopingprosessen;
- om det er gjort tilfredsstillende rede for scopingprosessen, for eksempel i et eget dokument; og
- Er det gjennom scopinga gjennomført en vesentlig innsnevring av tema?

Beslutningsrelevansen

Man scorer til dels dårlig på spørsmålene:

- Er det identifisert hvem som skal fatte hvilke beslutninger; og
- om det er redegjort for forhold (landbruk, miljø, friluftsliv: lokalt/regionalt) som kan være av betydning for beslutninger som **virkningsmyndigheter** skal gjøre.

Beskrivelsen av tiltaket

Her får man lav score langs mange dimensjoner – eller spørsmål:

- Er tiltakets influensområde identifisert, med hensyn til:
- Indirekte arealbeslag
- Emisjoner til luft /vann/jord
- Trafikk / boligbygging / kommunale tiltak
- Andre direkte og indirekte virkninger
- Er nullalternativet (framtidig situasjon) skikkelig beskrevet og gjort rede for

- Er realistiske alternativer beskrevet og vurdert, med hensyn til:
- Alternativer for å oppnå samme eller tilsvarende behov som tiltaket skal dekke
- Alternative lokaliseringer av tiltaket og infrastruktur
- Alternative teknologiske løsninger.

Vurderingen av data- og kunnskapsgrunnlaget

Her er det for omlag halvparten av tiltakene lave karakteren (3 og lavere) på godt over halvparten av spørsmålene:

- Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for **miljø** vurdert som godt nok?
- Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for **naturressurser** vurdert som godt nok?
- Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for **samfunn** vurdert som godt nok?
- Er innhenting av utfyllende og/eller supplerende data (identifisert i de foregående spørsmål) planlagt ut fra hensyn til variasjonsmønster i tid og rom?
- Er metoder for innhenting av utfyllende og/eller supplerende data angitt?

Vurderingen av effekter

For mer enn halvparten av tiltakene er det også gjennomgående en lav karakter (3 og lavere) på alle spørsmålene knyttet til vurdering av effekter. Dette gjelder altså spørsmålene:

- Er kunnskapen om tiltakets mulige *effekter* på **miljø** vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser?
- Er kunnskapen om tiltakets mulige *effekter* på **naturressurser** vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser?
- Er kunnskapen om tiltakets mulige *effekter* på **samfunn** vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser?
- Er metoder for vurdering av mulige effekter av tiltaket i tilstrekkelig grad angitt?
- Er kriterier for evaluering av tiltakets signifikante effekter angitt?

- Er risikoaspektet vurdert?
- Er usikkerhetsaspektet vurdert?

Utredningsprogrammet

På en rekke av spørsmålene knyttet til Utredningsprogrammets kvalitet er karakteren 3 eller lavere for mer enn halvparten av registreringene. Dette gjelder spørsmål slik som:

- Er dokumentasjon i UP lett tilgjengelig?
- Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på undersøkelser?
- Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på krav til metodevalg?
- Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på ressursbruk?
- Er det i UP i tilstrekkelig grad gjort rede for hvordan arbeidet med KU skal organiseres og gjennomføres, og er eventuell bruk av spesiell kompetanse i tilstrekkelig grad beskrevet?
- Er det i UP lagt opp til å beskrive de samlede virkninger for ulike berørte interessenter?

Selv om scoping kan framtre som mangelfull når vi bryter den opp i små elementer, og gir karakterer slik vi her har gjort, så er ikke all scoping så dårlig. I det norske KU-systemet har de offentlige høringsinstansene en meget viktig rolle, og skal bidra til en slags "kvalitetssikring" av scoping-prosedyre gjennom sine høringsuttalelser. Og noen av høringsinstansene, slik som for eksempel Direktoratet for Naturforvaltning og Riksantikvaren, er godt skolerte og har mye erfaring mht til å komme med høringsuttalelser og innspill. Dette er meget verdifullt i utformingen av Utredningsprogrammet og med hensyn til spesifisering av det som skal utredes i konsekvensutredningen.

Til tross for dette, er det altså enkelte scopingprosesser, og/eller deler av scoping, som er mangelfulle. Disse blir kanskje etter hvert færre og færre? Utfordringen blir å se om i hvilken grad resultatet av scoping-arbeidet og det fastsatte utredningsprogrammet blir tatt hensyn til, og blir fulgt opp i det videre arbeidet med konsekvensutredningen, og om dette også er ivaretatt, og avspeiler seg, i den endelige beslutning om det enkelte tiltak. Dvs. om man kan se dette i utformingen av det endelige tiltaket, og de eventuelle konsekvensene det får.

Problemet med at deler av scoping fortsatt er mangelfull i forbindelse med enkelte KU-saker, kan vi kanskje best forholde oss til ved å jobbe

med de *offentlige høringsinstansene*, og den rollen de har i forbindelse med fastsetting av UP og i vurdering av det endelige KU-dokument. Men kanskje enda viktigere: Det som muligens er mest utslagsgivende eller avgjørende for scopingens kvalitet, er den rolle og posisjon som *Ansvarlig myndighet* inntar i forhold til dette: hvor mye erfaring som ligger i AM mht håndtering av KU-saker; hvor streng AM er i forhold til det som skal kreves utredet; hvor mye man ønsker å få et tiltak til sin kommune; m.m.

Det er en klar sammenheng mellom kvaliteten på scopingene og kvaliteten på den konsekvensutredning som blir gjennomført. De scopingprosesser som fram til nå har blitt gjort i Norge har i mange tilfeller vært mangelfulle, eller ikke vært gode nok. Dette er en utfordring som det er viktig å gripe fatt i for myndighetene.

Kvalitetssikringen av scopingprosessen kan altså forbedres på flere områder. I tillegg til det som er nevnt over, vil det være en ytterligere styrke for scopingene og for gjennomføringen av KU dersom også *anbudsprosessen* får en langt bedre kvalitetssikring enn hva som er tilfellet i dag. Etter modell av en del internasjonale anbudsprosesser, vil vi anbefale at det innføres en evalueringsprosedyre etter fastsatte kriterier (for eksempel slik det praktiseres i FN-systemet hvor anbudet skal ha et visst faglig nivå før den økonomiske komponenten i anbudet vurderes). En slik evalueringsrutine vil sikre at også det fastsatte UP-programmet tolkes og behandles på en faglig forsvarlig måte.

Litteratur

- Beanland, G. 1988. Scoping methods and baseline studies in EIA. I: Wathern (Ed.)
- Canter, L. & Sadler, B 1997: A tool kit for effective EIA practice – Review of methods and perspectives on their application. (Chapter VII: Other methods related to EIA process). International Association for Impact Assessment.
- Hickie, D. & Wade, M. 1998: Development of Guidelines for improving the effectiveness of environmental assessment. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Lee, N. & Colley, R. 1990. The Environmental Statement Review Package
- Lee, N & Colley, R. 1990. Reviewing the Quality of environmental statements, Occasional Paper no. 24, EIA Centre, Department of Planning and Landscape, University of Manchester.
- EU 2001. Guidance on EIA. Scoping. Environmental Resources Management 2001
(<http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm>)
- Leknes, E & Lerstang, T. 2003. Konsekvensutredninger etter PBL. Utvikling av kvalitetskriterier. Samarbeidsrapport TØI/RF. Rogalandsforskning – 2003/131.
- Lerstang, T. og Tesli, A. 1999. Utfordringer for det norske KU-systemet – oppfølging av arbeidet fra den internasjonale studien om KU-systemets effektivitet. I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo

3 Usikkerhet i KU-prediksjoner – vi trenger bedre kommunikasjon og større gjennomsiktighet

Av Aud Tennøy, NIBR, Jens Kværner, Jordforsk og Karl Idar Gjerstad, NILU¹⁷

Usikkerhet er nesten uunngåelig i KU-prediksjoner, av mange og komplekse grunner. I denne artikkelen viser vi at beslutningstakere og andre interessenter ofte ikke blir gjort oppmerksomme på denne usikkerheten. De får også kun begrenset tilgang til informasjon om inputdata og forutsetninger som ligger til grunn for prediksjonene. Vi argumenterer for at det bør legges mer vekt på å forbedre kommunikasjon om usikkerhet i KU-prediksjoner og å gjøre prediksjonsprosessene mer gjennomsiktig. Dette kan bidra til å forbedre KU som beslutningsverktøy. Diskusjonen er basert på studier av 22 saker.

Nøkkelord: Konsekvensutredning (KU), prediksjoner, usikkerhet, avvik, kommunikasjon, gjennomsiktighet, transport, luftforurensing, geohydrologiske effekter.

3.1 Innledning

Hovedformålet med konsekvensutredninger (KU) er å fremskaffe informasjon om de forskjellige endringene som kan skje i miljøet ved gjennomføring av et foreslått tiltak, og å fungere som beslutningsverktøy ved å informere beslutningstakere om mulige eller

¹⁷ En bearbeidet versjon av denne artikkelen er også publisert i Årbok for konsekvensutredninger 2005. NIBR. 2005

sannsynlige konsekvenser av den foreslåtte aktiviteten (Wathern 1990, Miljøverndepartementet, 2003).

Prediksjoner utgjør mye av grunnlaget for KU, "hele KU-øvelsen handler jo om prediksjoner", som Glasson, Therivel og Chadwick (1999) sier det. KU utgjør i sin tur en viktig del av beslutningsgrunnlaget for politiske beslutninger som skal tas om tiltak som kan ha store konsekvenser for miljø, økonomi og samfunn.

De fleste forfattere anerkjenner at usikkerhet i KU-prediksjoner er uunngåelig. Dette bekreftes av etterstudier (post-audits i den engelsk-språklige litteraturen), som viser at de faktiske konsekvensene av et gjennomført tiltak ofte er forskjellige fra de predikerte konsekvensene (Flyvbjerg, Bruzelius og Rothengatter 2003, Wood, Dipper og Jones 2000, Buckley 1992). Dermed er usikkerhet i KU-prediksjoner et viktig tema når vi diskuterer kvalitet i KU. Glasson Therivel og Chadwick (1999) hevder likevel at konsekvensutredningene og de prediksjonene disse bygger på ofte fremstår sikrere enn de burde, og at prediksjonene ofte fremstår som "black boxer" i KU.

Håndtering av usikkerhet i KU handler ikke kun om hvor nøyaktige og sikre prediksjonene er, men også om hvordan usikkerheten presenteres, og hvordan det redegjøres for bakgrunnen for prediksjonene, gjennom hele beslutningsprosessen. Dersom beslutningstakerne ikke er klar over de mulige konsekvensene som kan være skjult i prediksjonsusikkerheten, kan de ikke forholde seg til dem. De vanligste handlingsalternativene, å stoppe, endre eller overvåke tiltaket, kan dermed ikke iverksettes.

I denne artikkelen spør vi om beslutningstakerne og andre aktører er godt nok informert om usikkerhet i KU-prediksjoner, og om inputdata og forutsetninger som ligger til grunn for prediksjonene. For å kunne si noe om hvor viktig det er at beslutningstakere blir informert om usikkerhet i prediksjoner og hva prediksjonene bygger på, har vi også undersøkt hvor store usikkerhetene er, og hva som forårsaker dem.. Basert på funnene, diskuterer vi hvordan KU kan forbedres som beslutningsverktøy ved å forbedre kommunikasjonen om usikkerhet i KU-prediksjoner og å gjøre prediksjonsprosessen mer gjennomskiktig.

3.2 Data og metode

Valg av case

Casene ble i hovedsak valgt på grunn av tilgjengelighet. Opprinnelig hadde vi satt opp følgende kriterier for valg av case:

- Norske saker med KU etter KU-bestemmelsene (fra 1990) i pbl
- Saker med prediksjoner om transporteffekter, geohydrologiske effekter eller luftforurensingseffekter, siden dette var spesialområdene til forskerne involvert i prosjektet
- Saker hvor tiltaket var ferdigstilt og tatt i bruk, og hvor det var gjennomført før- og etterstudier (det var ikke finansieringsgrunnlag for gjennomføring av før- og etterstudier i dette prosjektet)

Norsk institutt for by- og regionforsknings (NIBR) omfattende KU-database ble brukt for å finne mulige saker. Til sammen fant vi kun fem mulige case. Dette skyldes sannsynligvis at det ofte tar lang tid fra KU-arbeidet starter opp til tiltaket er gjennomført og tatt i bruk i store, KU-pliktige prosjekter.

For å øke antall saker hvor vi kunne vurdere prediksjonenes treffsikkerhet inkluderte vi seks saker hvor tiltaket var gjennomført og tatt i bruk, og hvor før- og etterundersøkelser var gjennomført. Det var ikke gjennomført KU etter plan- og bygningsloven for disse sakene, men de ville vært KU-pliktige om reguleringsarbeidet hadde startet opp etter innføring av KU-kravet i 1990.

Vi ønsket også å utvide antall saker hvor vi studerer kommunikasjon av usikkerhet i prediksjonene og i hvilken grad det redegjøres for inputdata og forutsetninger i prediksjonene. Vi inkluderte derfor 11 saker hvor KU er gjennomført, men hvor tiltakene ikke er ferdigstilt, og hvor det dermed ikke finnes før- og etterstudier.

Studien omfatter dermed 22¹⁸ saker. Dette inkluderer i hovedsak to typer storskala prosjekter; infrastrukturutbygging og lokalisering/relokalisering av store virksomheter. Vi har studert transporteffekter i 12 av disse casene, geohydrologiske effekter i syv og luftforurensingseffekter i tre¹⁹. I saker som omhandler geohydrologiske effekter er prediksjoner og registreringer relatert til byggefasen i prosjektet. I de

¹⁸ Dette er i realiteten 18 saker, siden Gardermoen og Ringvei vest er talt hhv fire og to ganger, fordi vi har studert flere temaer i disse sakene. Vi mener det er enklere å følge utredningen dersom dette presenterer dette som 22 saker enn om vi presenterer det som 19 saker hvor noen omfatter forskjellige temaer.

¹⁹ Vi har fokus på transporteffekter i 12 saker, geohydrologiske effekter i fem og luftforurensing i tre. Denne ubalansen reflekterer innsatsen til de forskjellige forskerne innen deres respektive felt, men også tilgangen på relevante saker.

andre sakene refererer prediksjonene og registreringene til den operasjonelle fasen, etter at tiltaket er ferdigstilt.

I tabellen under har vi listet de casene som er brukt, hvilke tema som er undersøkt og hvorvidt KU og før- og etterundersøkelser er gjennomført for casene. Saker hvor etterregistreringer er tilgjengelige er brukt i diskusjonene om usikkerhet i prediksjoner og hva slik usikkerhet skyldes, mens alle casene brukes i diskusjonene om kommunikasjon om usikkerhet i prediksjoner og hvorvidt det redegjøres for inputdata og forutsetninger (gjennomsiktighet).

Tabell 3.1 *Oversikt over casene inkludert i studien. X angir om det er gjennomført KU i saken og om før- og etterregistreringer var tilgjengelig. Hvor ikke annet er angitt, er tiltakene lokalisert i Oslo-området.*

Case	Beskrivelse	KU	Før- og etterregistreringer
Norges varemesse	Transporteffekter av relokalisering	X	X
Rikshospitalet	Transporteffekter av relokalisering	X	X
Gardermoen, transport	Transporteffekter av relokalisering	X	X
Romeriksporten	Geohydrologiske effekter/ tunnellekkasje, togtunnel	X	X
Jong – Asker	Geohydrologiske effekter/ tunnellekkasje, togtunnel	X	X
Ring 3	Transporteffekter, utviding av hovedvei		X
Oslofjordtunnelen	Transporteffekter av ny hovedvei i tunnel under Oslofjorden		X
Galgeberg	Transporteffekter, ny hovedvei		X
Svartdalstunnelen	Transporteffekter, ny hovedvei i tunnel		X
Grua – Bruvoll	Geohydrologiske effekter/ tunnellekkasje, veitunnel, Lunner		X
Gardermoen, luftforurensing 97-01	Luftforurensingseffekter, relokalisering av flyplass		X
Postens brevsenter	Transporteffekter av relokalisering	X	
Nydalen	Transporteffekter av lokalisering av nye kontorbygg	X	
Hydro	Transporteffekter av relokalisering av kontorer	X	
IKEA	Transporteffekter av lokalisering av ny IKEA, Trondheim	X	
Bjørsvika	Transporteffekter av å legge hovedvei i tunnel for frigjøring av arealer til urban transformasjon	X	
Linnes – Dagslett	Geohydrologiske effekter/ tunnellekkasje, veitunnel Drammen	X	
Konnerud	Geohydrologiske effekter, veitunnel Drammen	X	
Damåsen – Kongsberg	Geohydrologiske effekter/ tunnellekkasje, veitunnel Kongsberg	X	
Ringveg vest, geohydrologi	Geohydrologiske effekter/ tunnellekkasje, veitunnel Bergen	X	
Gardermoen, luftforurensing 91	Luftforurensingseffekter, relokalisering av flyplass	X	
Ringveg vest, luftforurensing	Luftforurensingseffekter, ny hovedvei, Bergen	X	

Data i denne studien ble i all hovedsak hentet fra forskjellige dokumenter produsert gjennom plan- og beslutningsprosessen. Disse var fagrapporter (utredninger som redegjør for beregninger av virkninger av tiltaket, og som er underlagsmateriale for KU), KU (hvor slike var utarbeidet) og beslutningsdokumenter (stortingsproposisjoner, reguleringsplaner og saksfremlegg for kommune-politikere). Overvåkingsdata i byggefasen er innhentet fra Vegvesenet og fra Jernbaneverket, mens etterregistreringer er hentet fra

prosjektspesifikke før- og etterstudier. Alle dokumentene er datert mellom 1990 og 2005.

Metode og avgrensninger

Usikkerhet i konsekvensprediksjoner er undersøkt ved å sammenligne prediksjoner i tematiske fagrapporter, KU og beslutningsdokumenter i utvalgte case med effekter målt eller etter at prosjektet er gjennomført ('post auditing', jfr. Wood, Dipper and Jones, 2000, Dipper, Jones and Wood 1998, Sadler 1988).

Avvik mellom prediksjoner og reelle effekter er beregnet som:

$$\text{Avvik} = (\text{Prediksjon} - \text{Måling}) / \text{Prediksjon}$$

Analysen av årsaker til prediksjoners unøyaktighet har tatt utgangspunkt i eksisterende teori og kunnskap om emnet, spesielt De Jongh (1988). Seks utvalgte case er studert i detalj og analysert med hensyn på hvordan fire forklarende hovedfaktorer: i) endring av prosjektet fra gjennomført prediksjon til ferdigstilling og etterregistrering, ii) modellfeil (årsak-virkningsforhold er ikke riktig beskrevet, viktige sammenhenger er ikke tatt med, feil bruk av modellene), iii) datafeil (feil i data og forutsetninger), og iv) partiskhet (bias) påvirker prediksjonenes nøyaktighet.

Beskrivelsen av prediksjonsusikkerhet i ulike dokumenter er vurdert i forhold til en skala med fire kategorier (tabell 3.2). Inndelingen vurderer ikke hvor treffsikre prediksjonene er. En nøyaktig kategorisering er vanskelig på grunn av variasjon i typer av case og dokumenter, ulike analysemetoder og ulike presentasjonsformer. Klassifiseringen i kategorier er dermed nokså omtrentlig.

Tabell 3.2 *Kategorier som beskriver om og hvor godt usikkerhet i prediksjoner er uttrykt.*

Kategori	Beskrivelse
0	Usikkerhet er ikke nevnt eller beskrevet
X	Usikkerhet er antydnet, men ikke referert til som usikkerhet
XX	Usikkerhet er indikert, noen ganger anslått, men ikke forklart eller diskutert
XXX	Usikkerhet er forklart og/eller til en viss grad diskutert

Det ble definert tre kategorier for å beskrive i hvilken grad det er *redegjort for data og forutsetninger* som er brukt i prediksjonene (tabell 3.3).

Tabell 3.3 *Kategorier for om og hvordan data og forutsetninger er redegjort for.*

Kategori	Beskrivelse
0	Data og forutsetninger for prediksjoner er ikke beskrevet
X	Data og forutsetninger for prediksjoner er beskrevet, men beskrivelsen er utilstrekkelig
XX	Beskrivelsen av data og forutsetninger er relativt god

Vi gikk gjennom de forskjellige dokumentene og registrerte beskrivelser og diskusjoner av usikkerhet innenfor våre temaer. Disse ble så klassifisert i forhold til kategoriene i tabell 3.2. Vi brukte den samme metoden for å vurdere i hvilken grad data og forutsetninger er beskrevet i dokumentene.

Arbeidet har vært avgrenset til prediksjoner av effekter av utbyggingsprosjekter, hva skjer og i hvor stor grad skjer dette? Vi har dermed sett bort fra blant annet screening, scoping, beskrivelse av 0-alternativ og vurdering av verdi og sårbarhet.

3.3 Resultater

Hvor nøyaktige er prediksjoner i konsekvensutredninger?

En viktig utgangshypotese i studien, var at KU-prediksjoner er usikre. For å undersøke om dette stemte, sammenlignet vi prediksjoner i KU med registreringer av de samme parametrene etter at tiltaket var gjennomført.

24 prediksjoner i 11 case ble undersøkt (11 av total 22 case var ikke ferdigstilt og manglet etterundersøkelser). Resultatene avdekker at konsekvensprediksjoner er usikre (Tabell 3.4).

Tabell 3.4 *Avviket mellom KU-prediksjoner og registreringer etter gjennomført tiltak. Symbolene +/- viser om predikerte effekter er over eller underestimert. Symbolet * indikerer anbefalt maksimalnivå for lekkasje ved gjennomført tiltak.*

Case	Tema	Prediksjon	Registrering	Avvik
Norges varemesse	Kollektivandel	40 %	37 %	- 8 %
	Bilførerandel ²⁰	31 %	43 %	+ 38 %
	Personer/bil	1,9	1,4	- 26 %
	Trafikkbelastning, dim. dag	4.900	7.250	+ 48 %
	Antall besøkende, dim. dag	14.600	16.900	+ 16 %
Rikshospitalet	Kollektivandel ²¹	> 50 %	< 42 %	- 16 %
	Parkeringsplasser/ansatt	0,41	0,33	- 19 %
Gardermoen, transport	Kollektivandel, total	43 – 52 %²²	50 %	+5 %²³
	Kollektivandel, flypassasjerer	54 - 58 %²⁴	57 – 69 %²⁵	+ 13 %
	Kollektivandel, ansatte	23 – 35 %²⁶	45 %	+ 55 %
	Antall passasjerer, Flytoget	8,4 mill.	4,1 mill.	- 51 %

²⁰ 'Drivers' share' refers to car drivers' share of all transport (number of travellers).

²¹ 'Public transport share' refers to public transport's share of all transport (number of travellers).

²² Det laveste tallet refererer til et bussbasert kollektivalternativ, mens det høyeste tallet refererer til et togbasert kollektivsystem.

²³ I 'Gardermoen - transport' har vi brukt gjennomsnittstall for avvik der det fines mer enn ett tall for prediksjon og/ eller registreringer. Vi har mer enn ett tall når det er diskutert forskjellige anslag for forskjellige alternativer i KU og hvor det gjennomførte prosjektet er en kombinasjon av de diskuterte alternativene og der det finnes mer enn en etterstudie og disse har forskjellige resultater.

²⁴ Det laveste tallet refererer til et bussbasert kollektivalternativ, mens det høyeste tallet refererer til et togbasert kollektivsystem.

²⁵ To forskjellige studier har kommet frem til to forskjellige registreringer av transportmiddelfordeling. Siden vi ikke vet hvilken som er mest korrekt, refererer vi begge.

²⁶ Det laveste tallet refererer til et bussbasert kollektivalternativ, mens det høyeste tallet refererer til et togbasert kollektivsystem.

	Markedsandel, Flytoget	52 %	29 – 35 %²⁷	- 38 %
	kjt²⁸/d	37.000	29.000	- 22 %
Romerriksportene	Tunnellekkasje, l/s	Muligheten for lekkasje ble nevnt	Vannlekkasjer i tunnelen, konsekvenser på overflaten	Langt mer enn forventet ut fra beskrivelsene i KU
Jong – Asker	Tunnellekkasje l/s, Tanum	<199*	142	Innenfor anbefalt nivå
	Tunnellekkasje l/s, Skaugum	<269*	203	Innenfor anbefalt nivå
Ring 3	Biltrafikk, kjt/d	56.100	60.000	+ 7 %
Oslofjordtunnelen	Biltrafikk, kjt/d	4.200	3.600	- 14 %
Galgeberg	Biltrafikk, kjt/d	8.300	6.400	- 23 %
Svartdalstunnelen	Biltrafikk, kjt/d	22.000	24.100	+ 10 %
Grualia – Bruvoll	Tunnellekkasje, l/s	<140*	65	Innenfor anbefalt nivå
Gardermoen, luftforurensing 97-01	Luftforurensing 3-måneders middel NO ₂ µg/m ³	20-30	24.6	Innenfor intervallet
	Luftforurensing, max time middel, NO ₂ µg/m ³	90-105	91.3	Innenfor intervallet
	Luftforurensing 3-måneders middel, NO ₂ µg/m ³	20-30	21.2	Innenfor intervallet

Vi brukte Wood, Dipper and Jones (2000) definisjoner av nøyaktighet i diskusjonen om hvor nøyaktige prediksjonene er. Dersom avvik mellom prediksjon og registrering etter gjennomført tiltak er mindre enn 10 % defineres prediksjonen som “nøyaktig”. Et avvik mellom 10 % og 25 % defineres som “nesten nøyaktig” og et avvik større enn 25 % defineres som “unøyaktig”. I forhold til disse definisjonene er 42 % av prediksjonene (10 av 24) i vår studie nøyaktige, 29 % (7 av 24) nesten nøyaktige og 29 % (7 av 24) unøyaktige. Wood, Dipper and Jones (2000) fant lignende resultater i en mer omfattende undersøkelse av usikkerhet i KU-prediksjoner (49 % nøyaktige, 30 % nesten nøyaktige og 21 % unøyaktige prediksjoner). En rekke andre studier viser også høye andeler unøyaktige prediksjoner (Dipper,

²⁷ To forskjellige studier har kommet frem til to forskjellige registreringer av transportmiddelfordeling. Siden vi ikke vet hvilken som er mest korrekt, refererer vi begge.

²⁸ Til og fra flyplassen, alt inkludert.

Jones and Wood 1998, Bisset and Tomlinson 1988, Teigland 2000). Kvantitativ sammenligning med disse studiene er imidlertid vanskelig på grunn av ufullstendig informasjon om nøyaktighetskriterier.

I sakene hvor vi vurderte prediksjoner av trafikale effekter var 24 % av prediksjonene nøyaktige, 41 % nesten nøyaktige og 35 % unøyaktige. Disse resultatene samsvarer med andre norske studier av treffsikkerheten i transportprediksjoner (Arge, Stølan and Homleid 2000).

I casene *Gruvalia - Bruvoll* og *Jong - Asker* var målte lekkasjeverdier etter utført tunneltetting innenfor anbefalte nivåer. Variasjonen mellom ulike lekkasjesoner var betydelig, og de målte verdier var til dels langt under maksimumsanbefalingene. Dette viser at selv om de målte verdier er innenfor anbefalte nivåer, er det knyttet usikkerhet til prediksjonene.

Hvorfor er KU-prediksjoner unøyaktige?

Tabell 3.5 oppsummerer hvordan ulike forklaringsfaktorer bidrar til unøyaktighet i prediksjonene i seks utvalgte case. Her er det vår kvalitative vurderinger som bestemmer om vi anser at de forskjellige forklaringsfaktorene er relevante. Utvalg av vurderingen er gjengitt under.

Tabell 3.5 *Hvorfor er prediksjoner unøyaktige? X angir faktorer som bidrar til unøyaktighet.*

<i>Case</i>	<i>Tema</i>	<i>Endringer i prosjektet</i>	<i>Modellfeil</i>	<i>Datafeil eller feil i forutsetninger</i>	<i>Partiskhet</i>
Norges Varemesse	Transport			X	X
Rikshospitalet	Transport			X	X
Gardermoen, transport	Transport	X	X	X	X
Romerriksporten	Geohydrologisk		X		
Oslofjordtunnelen	Transport		X	X	
Gardermoen, luftforurensing 97-01	Luftforurensing		X	X	

I caset *Norges Varemesse* ble antallet besøkende anslått for lavt (datafeil/ feil forutsetninger). Forutsetningen om hvor mange mennesker som ville komme i hver bil (personer / bil) var for høy (feil forutsetning). Dette medførte at bilbelastningen ble underpredikert. Det finnes indikasjoner på at anslått antall personer per bil ble justert for å holde predikert trafikkvekst nede (partiskhet). Stor predikert trafikkvekst ville øke motstanden fra lokale politikere, miljøgrupper og lokalbefolkning.

I caset *Rikshospitalet* ble det forutsatt at en ny trikkelinje ville sikre at rundt 50 % av transporten til sykehuset ville være med kollektiv transport. Det framgår av dokumentene at prediksjonen på 50 % kollektivtransport mer var et mål enn en reell prediksjon, og at flere fagfolk på området hadde liten tro på en slik prediksjon. Prediksjonen ble likevel opprettholdt i dokumentene (partiskhet). I vurderingen av nødvendig parkeringskapasitet ble det lagt opp til langt flere parkeringsplasser enn nødvendig med en kollektivandel på 50 %, sannsynligvis fordi planleggerne ikke stolte på prediksjonen. Tilgangen på parkeringsplasser bidro sannsynligvis til å øke avviket fra prediksjonen om 50 % kollektivandel, siden gode parkeringsmuligheter stimulerer til bilbruk.

I caset *Romeriksporten* ble de geohydrologiske effektene og medfølgende sekundære effektene ikke predikert. Dette kan forklares ved feilbedømming eller mangel på kunnskap om tverrfaglige årsak-virkningsforhold (modellfeil). Feilvurderinger i scopingprosessen kan også ha vært en medvirkende årsaksfaktor.

I caset *Gardermoen, transport* bestod de kollektive transportalternativene i modellen enten av et togbasert system eller et bussbasert system, mens det i realiteten ble etablert et kombinert system (endring i prosjektet). For å forenkle transportanalysen ble viktige alternativer utelatt (modellfeil). Modellen var heller ikke i stand til å beskrive hvordan folk, og særlig de ansatte på flyplassen, foretok valg mellom transportmidler (modellfeil). En sannsynlig årsak til dette er at informasjonen i modellen var basert på kunnskap om situasjonen på den gamle flyplassen (feil i data og forutsetninger). Det er sterke grunner til å at tro prediksjoner, data, forutsetninger etc. var partiske med tanke på å få et togbasert system til å synes økonomisk gunstigere enn det var grunnlag for (partiskhet) (Samferdselsdepartementet 1999).

I caset *Gardermoen, luftforurensning* er sammenhenger mellom meteorologi, kjemi og dispersjon komplekse, og simuleringsmodeller vil kreve forenklinger for å beskrive disse systemene. Slike forenk-

linger vil være kilde til usikkerhet (modellfeil). I tillegg vil det også være usikkerhet knyttet til datagrunnlaget (datafeil). Beskrivelsen av utslipp fra et integrert system inkluderende fly, vegtrafikk, industri og husoppvarming vil alltid være utsatt for usikkerheter vedrørende lokalisering og utslippsmengder (datafeil).

I caset *Oslofjordtunnelen* er svakheter i trafikkmatrisen (datafeil) identifisert som forklaring på forskjellen mellom predikerte og observerte trafikkmengder (Lian et. al 2002). Modellfeil og feil forutsetninger forklarer hvorfor et lavere antall lastebiler enn predikert velger den kortere, men dyrere, ruten gjennom tunnelen.

Hvordan beskrives usikkerheten i dokumentene?

KU-prediksjoner er usikre, av forskjellige og komplekse årsaker. Et viktig spørsmål blir dermed hvordan offentligheten, beslutningstakere, byråkrater og andre blir informert om denne usikkerheten. I tabell 6 har vi oppsummert hvordan det er redegjort for prediksjonsusikkerhet i fagrapporter, KU-rapporter og beslutningsdokumenter i våre case.

Tabell 3.6 *Hvordan er usikkerhet uttrykt i forskjellige dokumenter?*
0: usikkerhet er ikke nevnt eller beskrevet, X: usikkerhet er antydnet, men ikke spesifikt referert til som usikkerhet, XX: usikkerhet er indikert, i blant anslått, men ikke forklart eller diskutert, XXX: usikkerhet er forklart og/eller til en viss grad diskutert.

Case	Fagrapport	KU	Beslutnings-dokument
Norges Varemesse	0	0	0
Rikshospitalet	X	0	0
Gardermoen, transport	XXX	XXX	XXX
Romerriksporten	X	0	0
Jong – Asker	XX	0	X
Ring 3	XXX	0 ²⁹ / Ikke KU	X
Oslofjordtunnelen	XXX	Ikke KU	XXX
Galgeberg	XX	Ikke KU	XX
Svartdaltunnelen	0	Ikke KU	0
Grualia – Bruvoll	Ingen dokumenter før KU	Ikke KU	0
Gardermoen, luftforurensing 97-01	XXX	Ikke KU	-
Postens brevsenter	XXX	XXX	- ³⁰
Nydalen	X	X	XXX
Hydro	XX	0	0
IKEA	X	0	0
Bjørvika	XX	XXX	XXX
Linnes – Dagslett	X	X	0
Konnerud	X	X	0
Damåsen – Kongsberg	X	X	-
Ringveg vest, geohydrologi	Ingen dokumenter før KU	0	0
Gardermoen, luftforurensing 91	0	0	0
Ringveg vest, luftforurensing	XX	0	XX

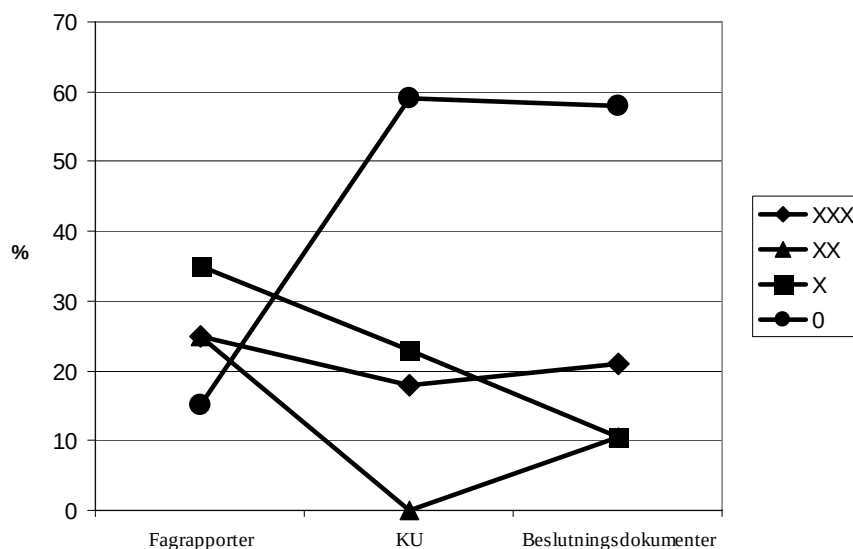
²⁹ Dette gjelder utredningsprogrammet. Basert på dette ble det besluttet at tiltaket ikke var KU-pliktig.

³⁰ Det finnes ikke beslutningsdokument, siden prosessen stoppet etter KU.

I 45 % av dokumentene er usikkerheter knyttet til prediksjoner ikke nevnt. I 21 % av dokumentene er usikkerhet antydnet og i 13 % av dokumentene er usikkerhet indikert. Bare i 21 % av dokumentene er usikkerhet grundigere forklart eller diskutert.

Usikkerhet i prediksjoner er diskutert i varierende grad i de fleste fagrapporter, mens den ikke er nevnt i 59 % av KU-rapportene og 58 % av beslutningsdokumentene.

Figur 3.1 *Variasjoner i hvor godt usikkerhet er uttrykt i forskjellige slags dokumenter. Y-aksen viser prosentandeler av dokumenter fordelt på kategorier for hvor godt usikkerhet er beskrevet (0, X, XX, XXX).*



Dette viser at usikkerhet er blitt grundig diskutert eller indikert bare i en liten del av dokumentene og at usikkerhet presentert i fagrapporter ikke nødvendigvis når beslutningstakerne.

Beskrivelse av grunnlagsdata og forutsetninger

De data og forutsetninger som KU-prediksjoner bygger på er naturlig vis viktig for KU-prediksjoners nøyaktighet og usikkerhet. Dersom andre enn de som gjennomfører prediksjonene skal ha mulighet til å vurdere om de data og forutsetninger som benyttes i analysene er fornuftige og riktige, må de få informasjon om hva slags data og forutsetninger som er brukt. Tabell 3.7 viser hvordan det er redegjort for data og forutsetninger brukt i prediksjoner, i fagrapporter, KUer og beslutningsdokumenter, i ulike saker.

Tabell 3.7 *Er data og forutsetninger redegjort for? 0: det er ikke redegjort for data og forutsetninger i det hele tatt, X: det er redegjort for data og/ eller forutsetninger, men redegjørelsen er utilstrekkelig, XX: Beskrivelsen av data og forutsetninger er relativt god.*

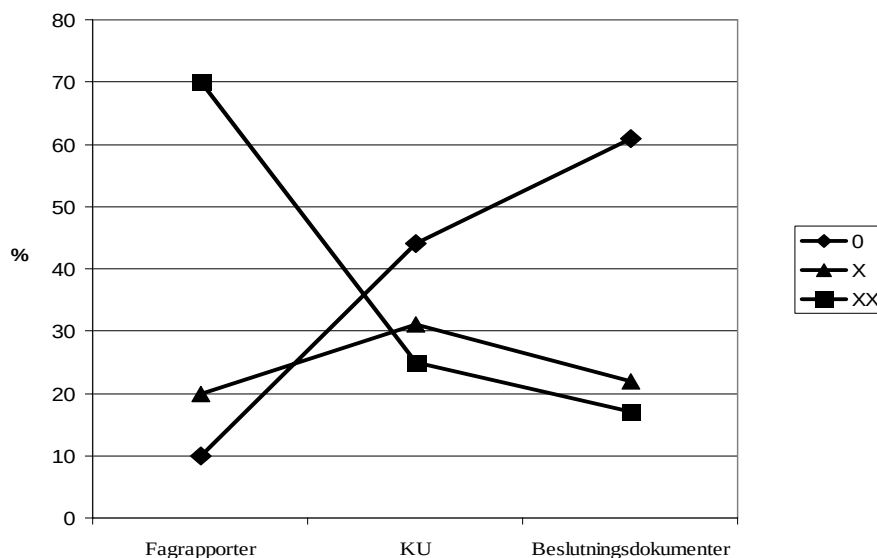
Case	Fagrapport	KU	Beslutningsdokument
Norges Varemesse	XX	XX	X
Rikshospitalet	X	X	X
Gardermoen, transport	XX	XX	XX
Romeriksporten	X	0	0
Jong – Asker	X	0	0
Ring 3	XX	Ikke KU	X
Oslofjordtunnelen	XX	Ikke KU	XX
Galgeberg	XX	Ikke KU	0
Svartdaltunnelen	X	Ikke KU	0
Gruaia – Bruvoll	Ingen dokumenter før KU	Ikke KU	0
Gardermoen, luftforurensing 97-01	0	Ikke KU	-
Postens brevsenter	XX	XX	-
Nydalen	XX	XX	0
Hydro	XX	0	0
IKEA	XX	X	0
Bjørsvika	XX	0	X
Linnes – Dagslett	XX	X	0
Konnerud	XX	X	0
Damåsen – Kongsberg	XX	X	-
Ringveg vest, geohydrologi	Ingen dokumenter før KU	0	-
Gardermoen, luftforurensing 91	0	0	0
Ringveg vest, luftforurensing	XX	0	XX

Det er relativt godt redegjort for data og forutsetninger i 39 % (21 av 54 dokumenter) av de dokumentene vi har studert, mens det er delvis

redegjort for i 24 % av dokumentene. I hele 37 % av dokumentene er det etter vår vurdering ikke redegjort for data og forutsetninger i det hele tatt. Mens det er gjort godt rede for data og forutsetninger i 70 % av fagrapportene, er data og forutsetninger godt beskrevet bare i 25 % av KU-dokumentene og i 17 % av plandokumentene.

Figur 3.2 viser at det er gjort dårligere rede for data og forutsetninger jo nærmere beslutningsdokumentene man kommer.

Figur 3.2 *Redegjørelse for data og forutsetninger i ulike dokumenttyper. Y-aksen viser prosent av dokumenter fordelt på kategorier for hvor godt det er redegjort for data og forutsetninger (0, X, XX).*



Dette viser at beslutningstakerne får begrenset informasjon om data og forutsetninger, selv om denne informasjonen er godt beskrevet i fagrapportene.

3.4 Diskusjon

KU-prediksjoner framstilles sikrere enn de er

KU skal fungere som beslutningsstøtte ved å informere beslutningstakere om mulige og sannsynlige konsekvenser på grunn av de beslutninger som tas. For å være et godt verktøy må KU predikere

med god presisjon hva som skjer i framtiden om et tiltak gjennomføres. De empiriske resultatene fra vår studie, hvor 42 % av prediksjonene er nøyaktige, 29 % er nær nøyaktige og 29 % er unøyaktige, viser at KU-prediksjoner er beheftet med relativt store usikkerheter. Dette har også blitt påpekt i en rekke andre studier (Wood, Dipper og Jones 2000, Dipper, Jones og Wood 1998, Bisset og Tomlinson 1988, Teigland 2000, Flyvbjerg, Bruzelius og Rothengatter 2003, Buckley 1992).

Flyvbjerg, Bruzelius and Rothengatter (2003) gjorde en omfattende vurdering av før- og etterundersøkelser av KUer, og oppsummerte sine erfaringer på følgende måte: "...eksisterende data indikerer at det er en betydelig risiko involvert i å bruke state-of-the-art prediksjoner av miljøkonsekvenser i større prosjekter. Slike prediksjoner er rett og slett upålitelige".

I noen av våre case var prediksjonene angitt som intervaller. Dette gir flere fordeler. Sannsynligheten for at effekter etter utbygging er som predikert øker. I alle case i vår studie der prediksjoner var angitt med intervaller eller en maksimalverdi, lå etterregistreringene etter gjennomført tiltak innenfor intervallet eller lavere enn predikert maksimalverdi. Det å uttrykke prediksjoner som intervaller uttrykker dessuten usikkerheten implisitt, leseren gjøres automatisk oppmerksom på at det finnes usikkerhet.

Siden det fins klare bevis for at KU-prediksjoner er usikre, ville man forventet at dette var et viktig tema gjennom hele KU-prosessen. Vår studie viser at dette ikke er tilfelle. I 45 % av de dokumentene som ble vurdert (fagrapporter, KU, beslutningsdokumenter) ble usikkerhet knyttet til prediksjoner ikke nevnt. I 21 % av dokumentene ble usikkerhet antydnet, men ikke referert til som usikkerhet, i 13 % av dokumentene ble usikkerhet indikert, noen ganger anslått, men ikke forklart eller diskutert. Kun i 21 % av dokumentene ble usikkerhet forklart og til en viss grad diskutert. Selv om usikkerheter i prediksjoner blir uttrykt i fagrapporter, når ikke denne informasjonen nødvendigvis beslutningstakerne. Mens usikkerhet er diskutert eller antydnet i 50 % av fagrapportene, er tilsvarende tall 18 % for KU og 33 % for beslutningsdokumenter.

Manglende informasjon om usikkerhet i prediksjoner er også beskrevet av andre forfattere, men på langt nær like ofte eller grundig som selve prediksjonsusikkerhetene (Andrews 1988, Geneletti et. al 2003, Dipper, Jones and Wood 1998). Vi fant bare en kvantitativ studie som drøftet om usikkerheter er kommunisert i KU. Caldwell et. al (1982) (referert i Andrews 1988) gjennomførte en studie av

vitenskapelig kvalitet for 75 KUer i USA. De fant at usikkerhet ikke var nevnt eller antydning i 22 % av disse KUene, og at ingen av de undersøkte KUene diskuterte usikkerhet på en systematisk måte.

Vi konkluderer med at KU-prediksjoner er usikre, men at beslutningstakere ikke blir gjort oppmerksomme på at denne usikkerheten finnes. KU-prediksjoner fremstår som sikrere og mer nøyaktige enn de er.

Prediksjonsprosesser er ikke gjennomsiktlige

Dersom KU skal være en åpen og gjennomsiktlig (transparent) prosess som skal bidra til å informere beslutningstakere om konsekvensene av de beslutningene de gjør, må KU-prediksjonene være gjennomsiktlige. Det må som et minimum redegjøres for hvilke data og forutsetninger som er brukt. Vi fant at dette ikke alltid er tilfelle. I vår studie er data og forutsetninger godt beskrevet i 39 % av dokumentene. I 24 % av dokumentene er data og forutsetninger beskrevet, men ikke godt nok, og i 37 % av dokumentene er det ikke redegjort for data og forutsetninger i det hele tatt. Data og forutsetninger er gjort rede for i 70 % av fagrapportene, i 25 % av KUene og i 17 % av beslutningsdokumentene. Det er generelt et fravær av diskusjoner om de data og forutsetninger som ligger til grunn for modellberegningene, f.eks. hvorfor disse data og forutsetninger er valgt foran andre og hvilke virkninger valg av disse data og forutsetninger har på resultatene (sammenlignet med om andre data og forutsetninger var brukt). Dermed kan det være vanskelig å forstå at man kunne kommet frem til andre resultater dersom andre premisser lå til grunn.

Andre studier har kommet fram til lignende resultater. En studie av 112 KUer fra åtte EU-land, gjennomført av Barker and Wood (1999), viste at detaljer om metodene brukt i prediksjoner og evalueringer ofte ikke ble beskrevet, og at det ble gitt begrensede forklaringer for kvantitative vurderinger av omfang av konsekvenser og for forutsetninger og verdivurderinger brukt i evaluering av konsekvenser. De Jongh (1988) konkluderte med at fagfolk ofte har store vanskeligheter med å definere forutsetningene som metodene deres bygger på.

Vi konkluderer med at beslutningstakere bare får begrenset tilgang til informasjon om de inngangsdata og forutsetninger som er lagt til grunn. Prediksjonsprosessen er ikke spesielt åpen eller transparent.

Prediksjoner kan forbedres, men kan KU prediksjoner noensinne bli objektive og nøyaktige?

Det er mange og komplekse grunner til usikkerheter i KU, og disse opptrer gjennom hele prosessen. Det må gjøres subjektive vurderinger i screening- og scopingprosessen, og ofte med ufullstendig kunnskap. Dynamikken i prosjektene fører ofte til at prosjektet endrer seg fra prediksjonene til ferdig gjennomført tiltak³¹ (Glasson, Therivel og Chadwick 1999, Teigland 2000, De Jongh 1988).

Usikkerheter i selve beregningene oppstår blant annet på grunn av modellfeil, feil i data og feil i forutsetninger. De Jongh (1988) peker på tre typer modellfeil; *prosessfeil* – modellen forenkler virkeligheten ved å anta at bare enkelte sammenhenger er viktige, og den inkluderer bare disse; *funksjonsfeil* – modellen beskriver ikke årsak-virkningsforholdene riktig for de sammenhengene som tas med i modellen, og; *feil bruk av modellen* – modellen er ikke gyldig for den aktuelle problemstillingen. Datafeil, inkludert feil i grunnlagsdata, er også en viktig forklaringsfaktor. De mest kritiske data som kreves for å gjennomføre prognoser er ofte forutsetninger om framtiden (Wachs 1990). Men selv den enkleste forutsetning om f.eks. fødselstall er høyst usikker. For mer komplekse prediksjoner som involverer lenker av forutsetninger som bygger på hverandre, kan slike feil forutsetninger føre til betydelige usikkerheter.

I tillegg til dette, kommer ukjente kumulative effekter, helhetseffekter, diskusjonen om og hvordan langtidseffekter skal inkluderes (f.eks. hensyn til kommende generasjoner), og alle de uforutsigbare effekter av et tiltak. Med alle disse mulige kilder til usikkerhet er det vanskelig å forestille seg at KU prediksjoner noensinne kan bli sikre og nøyaktige.

Det er nødvendig med flere subjektive vurderinger i forbindelse med KU prediksjoner, og dette åpner for partiskhet. Det må for eksempel bestemmes hvilke alternativer som skal vurderes, hvilke prosesser som skal inkluderes i modellen, hvordan modellen skal beskrive årsak-virkningsforholdene, og hvilke data og forutsetninger som skal brukes i utarbeidingen og bruken av en modell. Dette betyr at holdninger, kunnskap etc. hos de involverte *personene* uunngåelig vil ha innflytelse på resultatene.

Dette gjelder også andre deler av KU prosessen. Screening og scoping kan aldri bli objektive oppgaver, gitt alt som er avgjort i disse tidlige stadium av prosessen. Prosjektbeskrivelsen kan være annerledes enn det gjennomførte prosjektet av mange og uforutsette grunner. De kan

³¹ Norsk lovgivning krever bare ny KU dersom endringer i prosjektet er så store at endringene i seg selv ville krevd KU

også være tilpasset slik at de samsvarer med det som er akseptabelt for beslutningstakerne, for så å endres i ettertid (se Wachs 1990 for en interessant en diskusjon om dette). Forskjellige konsekvenser må vurderes i forhold til hverandre, og tolkningen og presentasjonen av dette *må* bli påvirket av de personene som gjør jobben. Det er ikke vanskelig å forestille seg at alternativene kan bli presentert slik at det alternativet som tiltakshaver foretrekker utpeker seg som den beste, kanskje den eneste, muligheten (dette kan jo skje mer eller mindre bevisst).

Flyvbjerg, Holm og Buhl (2002) drøfter hvorvidt systematisk underestimering av kostnader for offentlige byggeprosjekter skyldes feil eller løgn. I deres studie ble kostnadene underestimert i 90 % av de 258 byggeprosjektene. Forfatterne drøfter fire mulige forklaringer på dette fenomenet: tekniske, økonomiske, psykologiske og politiske. De kommer frem til at de politiske og økonomiske forklaringene er mest rimelige, altså bruk av løgn og bedrag som taktikk i en maktkamp for å få gjennomført prosjekter og hentet ut økonomiske gevinster. Disse mekanismene kan også være tilstede i KU-prosesser.

I vår studie fant vi eksempler på alle de fire forklaringene for avvik mellom prediksjoner og registreringer etter gjennomføring av tiltak (endringer i prosjektet, modellfeil, feil i data eller forutsetninger, og partiskhet). Studien er for liten og for overflatisk til å være noe mer enn eksempler på mangfoldet og kompleksiteten av årsaker til usikkerhet i KU-prediksjoner, den kan ikke brukes til statistiske analyser. På grunn av både våre funn og den gjennomførte litteraturstudien, mener vi likevel å kunne si at det er mange og komplekse grunner til usikkerheter i KU-prediksjoner, og at dette inkluderer subjektive valg som åpner for partiskhet.

Når det gjelder håndtering av usikkerheter i KU³², legger flere forfattere vekt på systematiske før- og etterstudier (post-auditing)³³. Dette kan bidra til å forbedre kvaliteten på KU-prediksjonene på flere måter, ikke minst ved å gjøre det mulig å lære av tidligere erfaringer:

³² Se (De Jongh 1988) for en omfattende diskusjon om håndtering av usikkerhet i KU.

³³ Overvåking er en aktivitet for å fremskaffe spesifikk informasjon om karakteristikk og funksjonaliteter av miljømessige og sosiale variabler i rom og tid. Målet med overvåking er å oppdage effekter og å estimere omfanget av dem. Overvåking er nødvendig for å kunne etterprøve KUer. Etterprøvinger kan bli definert som å sammenligne effekter som er predikert i KU med de effekter som faktisk oppstår etter utbygging for å vurdere om prediksjon av effekter blir utført tilfredsstillende (Bisset and Tomlinson 1988).

ved å belyse hvilke type prediksjoner som har størst usikkerhet; ved å gradvis forbedre de teknikker som brukes i prediksjonene; ved å fremskaffe grunnlagsdata for fremtidige KUer; og ved å dokumentere kvalitet og presisjon i KU-prediksjonene er (Flyvbjerg, Bruzelius og Rothengatter 2003, Wood, Dipper og Jones 2000, Teigland 2000, Dipper, Jones og Wood 1998, Glasson 1994, Bisset og Tomlinson 1988, Sadler 1988).

Utviklingen av modeller og analysemetoder, inkludert bedre forståelse av årsak-virkningsforhold, hvilke sammenhenger som bør inkluderes i modellene og hvordan forskjellige sammenhenger kan beskrives matematisk, er drøftet som en måte å forbedre prediksjonsberegninger på av flere forfattere (De Jongh 1988, Teigland 2000). Forbedring av grunnlagsdata og inngangsdata er en annen viktig måte å forbedre prediksjoner på (De Jongh 1988, Teigland 2000, Byron et. al 2000, Geneletti et. al 2003). Likevel ser det ut til at flere av forfatterne støtter Voogd (1983), som advarer mot sofistikerte metoder for å håndtere usikkerhet, "...siden disse teknikkenes teoretiske eleganse ofte står i kontrast til deres praktiske nytte". Litteraturen beskriver også flere andre måter å forbedre KU-prediksjoner på, blant annet forskjellige måter å se KU på (rent fag, ren politikk...) og mulige forbedringer i KU-prosessene.

Disse tilnærmingene vil gradvis forbedre kvaliteten i KU-prediksjonene. Men gitt de mange og komplekse årsakene til usikkerhetene, så vel som den uunngåelige subjektiviteten og den mulige partiskheten dette åpner for, hvor nøyaktige og objektive kan KU-prediksjoner egentlig bli?

Kommunikasjon og gjennomsiktighet kan forbedre KU som et beslutningsverktøy

Når vi ser på KU som beslutningsverktøy, kan kombinasjonen av usikkerhet i KU, dårlig kommunikasjon om usikkerheten og manglende gjennomsiktighet i prediksjonsprosessene medføre store ulemper. Beslutninger som medfører store konsekvenser for miljøet kan bli besluttet på bakgrunn av gal informasjon, den demokratisk innflytelsen på avgjørelser kan bli hindret pga. manglende informasjon; informasjon som er interessant for diskusjonen kommer ikke på dagsorden fordi de som sitter på informasjonen ikke vet at den er verdifull, og KU kan miste troverdighet blant beslutningstakere og offentligheten. Presise og objektive prediksjoner ville selvfølgelig kunne redusert disse svakhetene. Men siden presise og objektive KU-prediksjoner er så godt som uoppnåelige, vil bedre kommunikasjon og

gjennomsiktighet i prediksjonsprosessen være mer realistiske målsettinger.

God kommunikasjon om usikkerhet gjennom planleggingen og beslutningsprosessen innebærer at usikkerheten uttrykkes og klargjøres i fagrapporter, KUr og beslutningsdokumenter. Det er nødvendig å diskutere hvilke prediksjoner som er usikre, på hvilke måte de er usikre, mulig størrelse på usikkerheten og, viktigst, hva usikkerhetene kan føre til (å angi prediksjoner som intervaller i stedet for eksakte verdier kan være en måte å forbedre dette på, som nevnt over). Det bør rettes ekstra oppmerksomhet mot de mest kritiske prediksjonene, disse vil selvsagt variere fra sak til sak. God kommunikasjon innebærer også at disse diskusjonene skrives i en stil og med et språk som er forståelig for andre enn dem som gjennomfører analysene.

En måte å få til dette på, er å kreve en egen usikkerhetsrapport som en del av KU prosessen, slik Glasson, Therivel og Chadwick (1999) diskuterer. En slik rapport ville samle de forskjellige kildene til usikkerhet for et tiltak og beskrive hvordan denne usikkerheten kunne reduseres. Nyten av en relativt enkel usikkerhetsanalyse i beslutningsprosessen er illustrert og diskutert av Geneletti, Beinart, Chung, Fabbri og Scholten (2003). De argumenterer for at en usikkerhetsanalyse vil bevisstgjøre beslutningstakerne ved å rette deres oppmerksomhet mot de vanskeligste aspektene i saken. Dette vil styre ekstra arbeidsinnsats mot de områdene hvor det er størst behov for mer kunnskap. De hevder også at usikkerhetsanalyser vil bidra til mer ærlighet omkring de begrensinger som fins om hva som er sikker og hva som er usikkert.

Gjennomsiktige prediksjoner innebærer at data, forutsetninger, metoder, modeller og teorier som er benyttet i analysene og prediksjonene beskrives. Det bør diskuteres og begrunnes hvorfor akkurat disse data, forutsetninger, modeller og teorier er benyttet i stedet for andre, og hvilke konsekvenser dette kan ha for de resultatene man får og de valgene som gjøres. Det er viktig å påpeke at andre inngangsdata, forutsetninger, metoder, modeller eller teorier enn de som ble valgt, kunne ha ledet til andre konklusjoner. Dette blir ofte et spørsmål om å presentere konkurrerende teorier og drøfte hvorfor man benytter de teoretiske betraktningene man gjør. Dersom dette blir gjort på en måte som gjør det mulig for beslutningstakere, opposisjonen og offentligheten å forstå de fakta som prediksjonsresultatene bygger på, vil det åpne for refleksjon, kritikk, opposisjon og diskusjon blant beslutningstakerne og andre interessenter.

Kontic (2000) diskuterer hvordan gjennomsiktighet kan bidra til å styrke troverdigheten til KU. I følge Kontic innebærer gjennom-siktighet en fullstendig og klar nedtegnelse av ekspertenes begrunnelser, vurderinger og valg i evalueringsprosessen; en klar indikasjon på hvor grensene mellom kunnskap og synsing ligger; den logiske begrunnelsen for de metodene som er brukt for å belyse variasjoner og usikkerhet; hvor hypoteser og/eller spekulasjoner har blitt benyttet; og en vurdering av verdier. Strand (1999) diskuterer den “gode” prognosen, og påstår at: “Satt på spissen, så er betingelsen for at en prediksjon er ‘bedre’ enn en annen oppnådd i det øyeblikk forutsetningene er spesifisert i det ene, men ikke i det andre...”.

De fleste argumenter for systematiske før- og etterundersøkelser (beskrevet tidligere) vil også være gjeldende for bedre kommunikasjon og mer gjennomsiktighet. For det første ville det gjøre det enklere å etterprøve prediksjonene. Det ville også legge til rette for at man kunne lære av hverandre, siden det er mulig å se hva andre har gjort. Forhåpentligvis ville det også bidra til en mer relevante diskusjoner, og inkluderer flere interesser enn i dag. Dette ville i neste omgang vil føre til økt kunnskap og til at de involverte partene lærer av hverandre og av selve diskusjonen. I tillegg, ved å måtte diskutere usikkerheter med påfølgende konsekvenser, nedtegne begrunnelser og argumentere for de forutsetninger og avgjørelser som er tatt i prediksjonene, vil de som utfører prediksjonene bli mer bevisste på hva de gjør og derfor kunne reflektere over hvilke metoder som er best egnet. Dette burde i seg selv gi bedre prediksjoner.

Wachs (1990) hevder at komplekse matematiske metoder og store databaser gir prognosene en ‘vitenskaplig aura’, som skjuler muligheten for at de forutsetninger prognosen bygger på kan ha blitt valgt for å fremme bestemte utfall. Ravetz (1998) kritiserer prognosemodellene og konkluderer at “... vi har dermed en paradoksal situasjon med konstruksjoner [modellene] som har alle kjennetegn på å være vitenskaplige, og som generelt er akseptert som det, men hvis vitenskapsteoretiske egentlig er temmelig uklar”. Den “falske” vitenskaplige tilnærming som disse forfatterne kritiserer kunne blitt redusert ved bedre beskrivelse av usikkerhetene og mer gjennom-siktige prediksjoner – da hadde man kanskje fjernet noe av den “vitenskapelige aura”.

Bedre kommunikasjon og mer gjennomsiktighet vil medføre ingen eller små ekstra kostnader, og de burde ikke kreve ny forskning eller kunnskap.

Kommunikasjon og gjennomsiktighet kan redusere konsekvenser for miljøet – et eksempel

Et viktig aspekt ved gjennomsiktighet og kommunikasjon av usikkerhet i prediksjoner er at dette vil rette oppmerksomhet mot hva som *kan* inntreffe, og dermed anspore beslutningstakerne til å kreve miljøoppfølging og overvåking av kritiske faktorer, både i konstruksjonsfasen og etter ferdigstilling. I saken med *Romerriksporten* var usikkerhetene knyttet til drenering av overflatevann, grunnvann og myr ikke nevnt i KU. Det var heller ikke foreslått overvåking eller laget noen plan for avbøtende tiltak hvis slike effekter skulle oppstå. Konsekvensen ble store problem som følge av lekkasje og drenering. Da den nærliggende *Gruvalia - Bruvoll* tunnelen ble bygget noe senere, var beslutningstakerne klar over usikkerhetene i forbindelser med prediksjoner av tunnellekkasje. Det oppsto store lekkasjer i tunnelen i dette tilfellet også, men fordi man var mer bevisst på usikkerheter i prediksjonene, var overvåkingsprogram og handlingsplaner for å oppdage og håndtere disse problemene utarbeidet. Kombinasjonen av avbøtende tiltak og overvåking under og etter utbygging har dermed bedret evnen til å håndtere usikkerheter i prediksjoner. Dette viser viktigheten av å formidle usikkerheter i prediksjoner.

3.5 Konklusjoner

Dersom KU skal være et godt beslutningsverktøy, må det være fordi det gir beslutningstakerne et bedre grunnlag for å forstå konsekvensene av de valgene de gjør. I artikkelen har vi vist at KU-prediksjoner er usikre, at denne usikkerheten kommuniseres for dårlig og at prediksjonsprosessene ikke er gjennomsiktede. Dette gjelder spesielt i dokumenter som leses av beslutningstakere, offentligheten og andre interessenter.

Dette kan føre til at man tar beslutninger som gir uplanlagte og uønskede miljøkonsekvenser fordi beslutningsgrunnlaget inneholdt usikkerheter det ikke var redegjort for, hvor demokratisk innflytelse i beslutningsprosessene blir redusert på grunn av mangel på informasjon om mulige konsekvenser og hvor nyttig informasjon ikke kommer frem.

En måte å redusere disse ulempene, er å redusere usikkerheten i prediksjoner. Vi har argumentert for at KU-prediksjoner neppe kan være eller bli objektive eller nøyaktige, gitt de mange og komplekse grunnene for usikkerhet, og de mange subjektive beslutningene som

åpner for partiskhet. Vi har i stedet argumentert for å legge mer vekt på kommunikasjon av usikkerhet og gjennomsiktighet i KU-prediksjoner som virkemidler for å forbedre KU som beslutningsverktøy.

Dette kan fører til en situasjon hvor KU-prediksjoner fortsatt er usikre, men hvor beslutningstakere og andre involverte er klar over dette. De vet hvilke prediksjoner som er usikre, på hvilke måte de er usikre, størrelser på usikkerheten og hvilke konsekvenser usikkerheten kan skjule. Gode beskrivelse av input-data, metoder, teorier og forutsetninger kan sette beslutningstakere og andre involverte i en bedre posisjon til å vurdere kvaliteten på prediksjonene, og eventuelt til å opponere mot dem. Dette kan føre til et bedre beslutningsgrunnlag, og bedre mulighet til å håndtere risiko for uønskede miljømessige konsekvenser ved å kombinere overvåkning og avbøtende tiltak i prosjektgjennomføringen.

Litteratur

- Andrews, R. N. L. (1988): "Environmental impact assessment and risk assessment: learning from each other". I Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice* (Routledge, London).
- Arge, Njål, Tor Holmleid og Arne Stølan (2000): "Modeller på randen... Bruk av transportmodeller i norske byområder. En evaluering". LOKTRA prosjekt.
- Barker, Adam og Christopher Wood (1999): "An evaluation of EIA system performance in eight EU countries". *Environmental Impact Assessment Review* 19 (4), 1999, s. 387-404.
- Bisset, R. og P. Tomlinson (1988): "Monitoring and auditing of impacts", Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice* (Routledge, London).
- Buckley (1992): "How Accurate Are Environmental Impact Predictions?" *Ambio*, vol. 20 no. 3-4, May 1991.
- Byron, Helen J., Joanna R. Treweek, William R. Sheate og Stewart Thompson (2000): "Road Developments in the UK: An Analysis of Ecological Assessments in Environmental Impact Statements Produced between 1993 and 1997". *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(1), s. 71-97, 2000.
- Caldwell, L. K., R. V. Bartlett, D. E. Parker og D. L. Keys (1982): "A study of ways to improve the scientific content and methodology of environmental impact analysis". (Advanced Studies in Science, Technology and Public Affairs, School of Public and Environmental Affairs, Indiana University, Bloomington).

- Canter, L. W. (1977): Environmental Impact Assessment. New York: Mc Graw-Hill
- De Jongh, P. (1988): "Uncertainty in EIA". In Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*. (Routledge, London).
- Dipper, Ben, Carys Jones og Christopher Wood (1998): "Monitoring and Post-auditing in Environmental Impact Assessment: A Review". *Journal of Environmental Planning and Management*, volume 41(6) November 1998 s. 731-748.
- Flyvbjerg, B., Holm, M. S. og Buhl, S. (2002): Underestimating Costs in Public Works Projects. Error or Lie?" *Journal of the American Planning Association*, Vol. 68, No. 3, summer 2002.
- Flyvbjerg, Bent, Nils Bruzelius og Werner Rothengatter (2003): "Megaprojects and risk. An anatomy of ambition". (Cambridge University Press).
- Geneletti, D., E. Beinart, C. F. Chung, A. G. Fabbri, H- J. Scholten (2003): "Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study". *Environmental Impact Assessment Review*, 23 (2003), s. 471 – 487.
- Glasson, John (1994): "Life after the decision: The Importance of Monitoring in EIA". *Built Environment*, vol. 20 no. 4.
- Glasson, John, Riki Therivel og Andrew Chadwick (1999): "Introduction to Environmental Impact Assessment". (London: UCL Press, 2nd edition).
- Kontic, Branko (2000): "Why are some experts more credible than others?" *Environmental Impact Assessment Review*, 20 (2000), s. 427 – 434.
- Lian, Jon Inge, Berit Grue og Sverre Strand (2002): "Oslofjordforbindelsen – trafikk og regionale virkninger". TØI
- Miljøverndepartementet (2003): "Konsekvensutredninger".
- Samferdselsdepartementet (1999): "Gardermoprojektet. Evaluering av planlegging og gjennomføring". NOU 1999:28.

- Ravetz, Jerome (1998): "The Emperor's new models?" *Impact Assessment and Project Appraisal*, volume 16, number 2, June 1998, s 79-80.
- Sadler, B. (1988): "The evaluation of assessment: post-EIS research and process development", Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice* (Routledge, London).
- Strand, Sverre (1999): "Forecasting the future: pitfalls in controlling for uncertainty". *Futures* 31 (1999), s. 333-350.
- Teigland, Jon (2000): "Impact Assessments as Policy and Learning Instrument. Why Effect Predictions Fail, and How Relevance and Reliability can be Improved". Ph.D. thesis 2000 Roskilde University.
<http://www.vestforsk.no/dok/publikasjoner/rapport13-00.pdf>
- Tennøy, Aud (2003): "Prediksjoner og usikkerhet i trafikkfaglige rapporter i KU". NIBR rapport 2003:13.
- Voogd, J. H. (1983): "Multicriteria evaluation for urban and regional planning". (London: Pion).
- Wachs, Martin (1990): "Ethics and Advocacy in Forecasting for Public Policy". *Business & professional ethics journal*, vol.9, nos. 1 & 2.
- Wathern, Peter (1988): "An introductory guide to EIA". In Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*. (Routledge, London).
- Wood, Christopher, Ben Dipper og Carys Jones (2000): "Auditing the Assessments of the Environmental Impacts of Planning Projects". *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(1), s. 23-47, 2000.

4 Bedømming av miljøårsårbarhet i konsekvensutredninger

Sårbarhetsbegrepets innhold og bruk i en alternativ konsekvensanalyseprosedyre.

Av Jens Kværner, Bioforsk, Grete Swensen, NIKU og Lars Erikstad, NINA

4.1 Sammendrag

I tradisjonelle konsekvensutredninger (KU) blir miljøets sårbarhet betraktet kun i begrenset omfang i innledende faser hvor prosjektalternativer utarbeides. En alternativ KU-framgangsmåte, en integrert sårbarhetsmetode (ISM) som legger vekt på miljøets sårbarhet og alternativutvikling i tidlige faser i KU, er blitt utviklet og prøvd ut i pilotprosjekter av Statens vegvesen Buskerud, nå Statens vegvesen Region sør. Denne artikkelen gransker innholdet og bruken av sårbarhetsbegrepet i ISM-metoden og drøfter begrepet i KU-sammenheng. Arbeidets formål er å gi grunnlag for forslag om tilpasninger og forbedringer i sårbarhetskonseptet og dets anvendelse i KU.

Sårbarhet og verdi bør betraktes som atskilte dimensjoner. Sårbarhet kan defineres som graden av følsomhet for miljøendringer ved eksterne påvirkninger. En slik definisjon er dekkende for hvordan begrepet vanligvis brukes i ulike fag, og kan også lett nyttes i fag med liten eller ingen tradisjon for sårbarhetsanalyser.

Sårbarhetsbegrepet er best egnet for overordnede analyser og arealbetraktninger i grov, oversiktlig målestokk. Konseptet er særlig nyttig i tidlige faser av KU, der alternativer utformes og undersøkes. Ved å innføre oversiktsanalyser av miljøets sårbarhet i starten av KU-prosessen, kan miljøhensyn få en mer framtreddende stilling ved

utarbeidingen av prosjekteralternativer, samtidig som grunnlaget for avgrensning og presisering av undersøkelsesomfanget (scoping) bedres.

Sårbarhetsbegrepet har vist seg nyttig i mange fag, men ulike fag har ulik erfaringsbakgrunn på dette feltet. I fag som landskapsarkitektur og hydrogeologi finnes komponenter som kan nyttes som grunnelementer i den videre utviklingen av en tverrfaglig metodikk. Økt fokus på utviklingsarbeid for helhetlige sårbarhetsanalyser på oversiktsnivå i KU anbefales. En videre utvikling av sårbarhetskriterier for forskjellige fagområder samt økt involvering av berørte parter i tidlige KU-faser tilrådes.

4.2 Innledning

4.2.1 Formål

Konsekvensutredninger (KU) ble utviklet og innført i flere land tidlig i 1960-årene for å forbedre beslutningsprosessen og trekke offentligheten inn i denne. I tradisjonelle KUs blir miljøets sårbarhet betraktet kun i begrenset omfang i innledende faser hvor prosjekteralternativer utarbeides. Økt oppmerksomhet på subjektiviteten i verdianalyser (Weston 2004) og konsekvenser som er blitt oversett i KU sammenheng (Aars 1998), har ført til økt fokus på sårbarhet og sårbarhetsanalyser.

Selv om begrepet sårbarhet er brukt relativt ofte i KU, har sårbarhetsbegrepet sjelden blitt tatt i bruk som en sentral tverrfaglig tilnærming i KU. Ved Statens vegvesen Buskerud, nå Statens vegvesen Region sør, er det utviklet en alternativ KU-framgangsmåte, en integrert sårbarhetsmetode, i det følgende kalt ISM, som legger vekt på miljøets sårbarhet og alternativutvikling i tidlige KU-faser.

I denne artikkelen blir det foretatt en kritisk gjennomgang av sårbarhetsbegrepet i tre ISM-pilotprosjekter. I gjennomgangen blir begrepets innhold og bruk analysert. Svakheter og mangler som er avdekket danner grunnlag for en mer generell drøfting av sårbarhetskonseptet og dets potensiale i tidlige faser i KU-prosedyren. Undersøkelsens formål er å gi grunnlag for forslag om tilpasninger og forbedringer i sårbarhetskonseptet og dets anvendelse i KU.

4.2.2 Bruk av konsekvensutredninger (KU)

KU ble første innført i Norge for vannkraftutbygging, og i 1970- og 80-årene ble et stort antall KUr utarbeidet for kraftutbyggingsprosjekter. Stortinget vedtok den første generelle lovgivning om KU i 1990 som en del av plan- og bygningsloven. Forskrifter og retningslinjer i plan- og bygningsloven regulerer prosedyrene som skal følges i norske KUr. Norge har godkjent EU-direktivene for konsekvensutredninger og strategiske konsekvensutredninger, og norsk lovgivning er i samsvar med direktivene. Ved utgangen av 2002 hadde nærmere 600 norske prosjekter vært gjenstand for KU.

Den tradisjonelle KU-framgangsmåten har lenge vært basis for norsk KU praksis. Ved oppstarten av KU-prosessen blir utredningsalternativer identifisert og valgt ut. I en seinere fase blir de valgte alternativene gjenstand for detaljert analyse (fig. 1).

Verken overordnede analyser eller grunnleggende studier av miljøet er påkrevd i dette tidlige KU-stadiet. Her forutsettes bare beskrivelser av selve prosjekteralternativene, utredningsprogrammet samt en avklaring av spørsmålene som skal vurderes (Miljøverndepartementet, 1997).

Kritikk er blitt rettet mot standard KU praksis fordi miljøets sårbarhet kan oversees i de tidlige faser der alternativer utvikles. Dette kan resultere i miljøpåvirkninger som kunne ha blitt unngått. Weston (2002) hevder at selv om tidlige prosedyrefaser etter hvert er blitt forsterket i KU, er fortsatt KUs betydning som støtteverktøy forholdsvis perifer når avgjørelser tas. Kozolowski (2002) påpeker at avgjørelser om prosjektype og prosjektomfang kan tas før tradisjonell KU blir involvert. Steinemann (2001) påpeker faren for at viktige alternativer utelukkes fordi KU i mange tilfeller starter opp etter at det innledende utvalg alternativene er foretatt. I tradisjonelle KUr kan et begrenset eller ensidig utvalg av alternativer i tidlige stadier føre til at KU mislykkes som verktøy når beslutningstakere skal velge det beste alternativet. Offentlighetens deltakelse i KU kommer også seint med tanke på innflytelse på utformingen av alternativer. Tilsvarende er det påpekt at det er fare for at strategisk KUr ikke vil kunne sikre en hensiktsmessig integrering av miljøverdier, dersom fokus rettes mot prognoser av miljøkonsekvenser framfor integrering av miljømål i beslutningsprosessene (Dalkmann et al., 2004).

Denne kritikken retter oppmerksomheten mot betydningen av å forbedre håndteringen av miljøhensyn og sårbarhet i tidlige stadier av framtidige KUr.

4.2.3 Sårbarhet – perspektiver og definisjoner

Det finnes ingen generell enighet om sårbarhetsbegrepets innhold i KU. Begrepet brukes relativt hyppig i KU, men i forskjellige sammenhenger og med forskjellig betydning. I norske KUer har sårbarhet tradisjonelt blitt brukt relativt upresist, og ofte som et sekundært begrep i forhold til verdivurderinger. KU-retningslinjene fra Miljøverndepartementet (1997) nevner sårbarhet som et vagt kriterium for bestemmelse av verdien av landskap, sidestilt med kriterier som mangfold, unikhet/sjeldenhet osv. I retningslinjene utgitt av Vegdirektoratet (1995) er sårbarhet nevnt som et selvstendig perspektiv, men det er betraktet som sekundært i forhold til verdi, og sårbarhetsvurdering er tett knyttet sammen med verdivurdering. Sårbarhet nevnes ikke i KU-retningslinjene utgitt av Norges vassdrags- og energiverk (1998).

Sårbarhetsbegrepet er brukt i mange fagfelt. I motsetning til norsk tradisjon, brukes internasjonalt ulike uttrykk for sårbarhet i ulike fag. Tradisjonelt benyttes uttrykkene "vulnerability", "fragility" og "sensitivity" for å beskrive sårbarhetskonseptet. Begrepet "fragility" brukes ofte i økologi, geomorfologi og visuell landskapsanalyse (Nilsson og Grelsson, 1995; Erikstad, 1997; De Villotta et al., 2001). I hydrogeologi har termen "vulnerability" lang tradisjon (Gilbrich og Zaporozec, 1994). Begrepet er også nylig brukt i kulturminneforskning (Fry et al., 2004; Swensen, 2003). Mens mange bruker de ulike termene for sårbarhet synonymt, differensierer enkelte mellom begrepene (Nilsson og Grelsson, 1995).

I økologisk litteratur avspeiler sårbarhet graden av følsomhet som habitater, samfunn og arter har for miljøforandringer (Nilsson og Grelsson, 1995). I hydrogeologi uttrykker sårbarheten hvor utsatt grunnvannsressursene vil være for forurensning ved aktiviteter og tilførsel av materialer til jordoverflaten (Skinner og Foster, 1995). Sårbarhet gjenspeiler her de naturlige beskyttelsesegenskapene til lagene mellom overflaten og grunnvannsressursen (Foster, 1987; Adams og Foster, 1992). I visuell landskapsanalyse kan sårbarhet formuleres på flere måter; som det motsatte av evne til å tilpasse seg påvirkning, som grad av landskapsforringelse ved bestemte aktiviteter, eller som landskapets ømfintlighet for endret arealbruk (De Villotta et al., 2001).

Bradley og Smith (2004) understreker at sårbarhet kan avhenge av mange faktorer, men framhever at sårbarhet enklest kan defineres som sannsynligheten for at en framtidig tilstand vil føre til forandring i negativ retning.

Selv om forskjellige fag forholder seg til sårbarhet på forskjellige måter, uttrykker begrepet generelt hvor utsatte natur- og kulturmiljøer vil være for endringer ved eksterne påvirkninger. En generalisering av definisjonen utarbeidet av de to svenske økologene Nilsson og Grelsson (1995): "graden av følsomhet hos habitater, samfunn og arter for miljømessige endringer" (degree of sensitivity of habitats, communities and species to environmental change) vil være egnet for den tverrfaglige tilnærmingen som er påkrevd i KU. En slik definisjon av sårbarhetskonseptet er uavhengig av verdivurderinger. En generalisering av denne definisjonen, "graden av følsomhet for eksterne påvirkninger", dekker begrepet slik det vanligvis brukes i de ulike fag, og kan også lett nyttes i fag med liten eller ingen tradisjon for sårbarhetsanalyser.

4.3 Forskningstilnærming

Med utgangspunkt i Amundsen (1995) er en alternativ KU-framgangsmåte, en integrert sårbarhetsmodell (ISM), blitt utviklet og utprøvd ved Statens vegvesen Buskerud, nå Statens vegvesen Region sør. Hittil er denne framgangsmåten brukt i et fåtall pilotprosjekter. Denne undersøkelsen tar for seg sårbarhetskonseptet, dets innhold og bruk i et utvalg av disse KU-prosjektene. Studiet baserer seg på en sammenligning av tre utvalgte veiutbyggingsprosjekter:

Prosjekt 1 (P1): E 16 Rørvik – Vik, melding 1996

Prosjekt 2 (P2): E 134 Konnerud riksvei vest – melding 1998

Prosjekt 3 (P3): E 134 Damåsen – Saggrenda, melding 2001

Utgangspunktet for utvelgelse av prosjekter var at de skulle 1) dekke tidspennet for ISM-pilotprosjektene, og 2) omfatte et vidt utvalg temaer, dvs. naturmiljøet, kulturminner og -miljøer, landskap, geo- og vannressurser (i hovedsak grunnvann i disse prosjektene). Studiet baserer seg på undersøkelser av rapporter, og oppmerksomheten har i hovedsak har vært rettet mot hvordan sårbarhetskonseptet defineres og brukes i praksis. I tillegg er det gjennomført uformelle intervjuer med tre saksbehandlere ansatt i Statens vegvesen Region sør, Nedre Buskerud distrikt.

Det må understrekes at en slik tilnærming innebærer visse begrensninger. Analyse av trykte rapporter medfører at studiet primært er et skrivebordsarbeid. Det at den politiske prosessen foregår andre steder, betyr at vi har kunnet framheve intensjonene som vi

oppdager i de forskjellige rapportene, men ikke har hatt anledning til å studere de reelle avgjørelser som er blitt truffet.

Rapportene er gruppert i to klasser. Den første gruppen (G1) består av meldinger, utredningsprogrammer og KU-rapporter. Disse dokumentene er blitt brukt til å undersøke kontekst, bruk og innhold i sårbarhetskonseptet i ulike faser i KU-prosessen.

Den andre gruppen (G2) består av et utvalg tematiske fagrapporter om temaene naturmiljøet, kulturminner og kulturmiljøer, landskap, og geo- og vannressurer. Rapportene er blitt brukt til å dokumentere sårbarhetskonseptets innhold og definisjoner i ulike temaer samt til å sammenligne metodikker for sårbarhetsbedømminger i ulike fag.

4.4 Resultater

4.4.1 Sårbarhet i ISM-prosedyren

ISM-prosedyren har fire hovedstadier: 1) melding og forslag til utredningsprogram, 2) sårbarhets- og verdianalyser, 3) utforskning og valg av alternativer og 4) rapportering av konsekvenser av foreslåtte utvalgte alternativer (fig. 4.1). I motsetning til den tradisjonelle KU-framgangsmåten, utføres sårbarhetsanalyser for planområdet før utforskning og utvelgelse av alternativer (alternativsøk), og disse analysene utgjør et grunnlag for de etterfølgende KU-faser.

I G1-rapportene (se ovenfor) brukes sårbarhetsbegrepet både for å beskrive metodikken og som et begrep som følges av eksemplifisering. I de studerte tilfellene er sårbarhet knyttet til reduksjon av verdi (negativ konsekvens). En oversikt over bruken av sårbarhetskonseptet i ulike stadier av pilotprosjektene er vist i tabell 4.1.

Sårbarhetskonseptet brukes i alle de fire hovedstadiene i ISM-modellen. På meldingsstadiet poengteres sårbarheten som rammekonsept og retningslinjene for sårbarhetsanalysene defineres. Andre og tredje ISM-stadium er hovedstadiene for anvendelsen av sårbarhetskonseptet.

I andre stadium blir sårbarhetsbegrepet anvendt konkret i ulike fag (temaer). I dette stadiet blir konseptets innhold implementert og tilpasset de ulike fagfeltene. Sårbarhetsanalyser (og verdivurderinger) av planområdet blir utarbeidet for ulike temaer, naturmiljø, geo- og vannressurer, kulturminner og -miljø, landskap, friluftsliv osv. Analysene av de ulike temaene presenteres som atskilte rapporter. I

hvert tema blir de ulike delene av planområdet klassifisert i forhold til tre sårbarhetsklasser. Sårbarhetsanalysene omfatter to trinn: 1) nøytral beskrivelse av dagens situasjon og 2) evaluering av sårbarheten (fig. 4.2). Formålet her er å få oversikt over hele planområdet samt etablere et grunnlag for utvikling av alternativer som begrenser miljøkonsekvensene til et minimum.

I tredje stadium blir mulige alternativer utarbeidet og analysert i forhold til sårbarhets- og verdivurderingene, og alternativene som skal vurderes i det siste stadiet av KU-prosedyren velges ut (silingsprosessen). Arbeidet utført på dette trinnet er dokumentert i en spesiell rapport i to av KU-casene (P2 og P3).

I prosessens siste stadium utarbeides en tradisjonell KU-rapport med beskrivelser av konsekvenser for de utvalgte alternativer. Dette stadiet fokuserer på beskrivelser av effekter av prosjekialternativene samt verdier og interesser. Sårbarhetsbegrepet har her mindre betydning. Sårbarhetsanalysene utarbeidet under de foregående trinnene i ISM-prosedyren er likevel viktige som grunnlag for beskrivelsene av effektene av ulike prosjekialternativer.

4.4.2 Sårbarhet i temarapporter

Innholdet i temarapportene (tabell 4.2) viser at konseptet og metodikken er mer konsekvent og logisk brukt i enkelte av fagtemaene, temaene landskapsanalyse og georessurser. Et fag som landskapsarkitektur har utviklet metodeverktøy for å håndtere landskapsformasjoner og landskapsenheter. Dette gjør det lettere å nytte etterprøvbare argumentasjon ved vurdering av sårbarhet i forhold til påvirkninger.

Karakteristisk for alle temarapportene er intern usikkerhet eller tvetydighet i forhold til spørsmålet om verdi og sårbarhet viser til en og samme dimensjon. Denne usikkerheten er mer uttalt i noen av de faglige temarapportene. Det er en svak tendens mot en mer konsistent tilnærming som behandler sårbarhet og verdi som atskilte dimensjoner i den siste KU-saken (P3). En sammenligning av rapportene om kulturminner og -miljø i de tre pilotprosjektene illustrerer hvordan sårbarhet behandles tydeligere som egen dimensjon i det siste prosjektet (P3). I P1 understrekes at "sårbarhet uttrykker potensialet for verdiendring ved ytre inngrep". Det foretas innledningsvis et skille mellom verdi og sårbarhet, men metodisk glir dimensjonene over i hverandre. I P3 er sårbarhet betraktet som en atskilt enhet, og rapporten baserer sin sårbarhetsanalyse på en forståelse av at "sårbarhet uttrykker inngrep på et kulturmiljø". Blant faktorene som

understrekes i dokumenterings- og vurderingsprosessen er bosettingsstrukturer, gamle veier, elver, gamle hus, visuelle sammenhenger.

Sammenligningen av de tre prosjektene viser at sårbarhetsanalyse som metodisk tilnærming har blitt kontinuerlig utviklet og styrket siden den første gang ble utprøvd i 1996 (P1). Dette illustreres av hvordan sårbarhetsbegrepet er behandlet i de forskjellige KU-rapportene, fra å ha hatt en ganske uklar profil med en høy variasjonsgrad mellom ulike faglige tilnærminger i P1, til å ha fått en mer konsistent metodikk på flere trinn av prosessen i P3. Disse diskusjonene har i tillegg resultert i en intern rapport som dokumenterer og beskriver ISM-framgangsmåten (Bredesen et al., 2002).

4.5 Diskusjon

4.5.1 Forholdet mellom sårbarhets- og verdivurderinger i KU

Miljøets sårbarhet er en av hovedfaktorene som bestemmer miljøkonsekvensene av utbyggingsprosjekter. Miljøkonsekvensene vil avhenge både av områdenes sårbarhets- og verdiegenskaper og av prosjektegenskapene (fig. 4.3).

I de undersøkte pilotprosjektene er sårbarhetsvurderingene ofte knyttet til verdiendringer (tabell 2), og det er derfor noe uklart om verdi og sårbarhet oppfattes å tilhøre samme eller ulike dimensjoner. Sårbarhets- og verdivurderinger kan også blandes sammen ved at sårbarhet nyttes som et verdikriterium, slik det rapporteres av Nilsson og Grelsson (1995). Årsaken til at sårbarhet og verdi (ofte) blandes kan være at a) mange elementer med høy sårbarhet vil ha en tendens til å være sjeldne på grunn av summen av menneskelige inngrep, b) sjeldne (og verdifulle) og små elementer kan lett ødelegges og er således også sårbare, og c) høy sårbarhet betyr at tap av verdi er mer sannsynlig.

I og med at sårbarhet uttrykker informasjon om potensial for endring, mens verdi gir uttrykk for betydningen av disse endringene, representerer de to konseptene to klart atskilte dimensjoner i KU-systemet. Verdivurderinger vil vanligvis ha mer subjektivitet knyttet til seg enn de fleste sårbarhetsvurderinger (Dupagne et al., 2002; Frey, 1997; Navrud et al., 2002). Sårbarhet er mindre avhengig av interesser, og vurderingene vil derfor i utgangspunktet være mer

nøytrale enn for verdi. Å blande sårbarhets- og verdikomponenter i KU kan føre til at det blir vanskeligere å etterprøve vurderinger, at sårbarhets- og verdivurderinger kan bli mer subjektive, og at gjennomsiktigheten for offentligheten og beslutningstakere kan bli redusert.

Klare distinksjoner mellom sårbarhet og verdi vil derfor gagne KU-analysen, og være i samsvar med bruken av sårbarhetskonseptet i økologi, hydrogeologi, geomorfologi og landskapsanalyse (Nilson og Grelsson, 1995; Gilbrich og Zaporozec, 1994; Erikstad, 1997; De Villotta et al., 2001).

4.5.2 Tilpasning av sårbarhetskonseptet til tverrfaglige oversiktsanalyser i KU

KU er et verktøy som innebærer tverrfaglig syntese på et høyt aggregeringsnivå. For å kunne være nyttig i de tidlige stadier av KU bør sårbarhetskonseptet være tilpasset analyser på overordnede nivåer.

Temarapportene i de undersøkte prosjektene viser at ulike fag kan ha ulike begrunnelser og målestokker for sårbarhet. En innvending som kan reises mot et sårbarhetskonsept på overordnet nivå, er dets begrensede anvendelighet i enkelte fag. Pilotprosjektene viser at selv om en direkte sammenligning av sårbarhet med hensyn på ulike temaer kan være vanskelig, vil det for de ulike temaene være mulig å skille ut sårbare områder, og å bruke dette som innspill til utarbeidelsen av prosjektoalternativer. Et overordnet sårbarhetsbegrep er ikke klart definert i de undersøkte pilotprosjektene. Takket være de tydelige krav til forventede resultater av temaanalysene, dvs. klassifisering av arealer i de tre sårbarhetsklassene, fungerer imidlertid dette resultatkravet som en felles ramme for den praktiske bruken av konseptet.

Da KU er en tverrfaglig tilnærming for helhetsvurderinger, mener vi at en felles generell sårbarhetsdefinisjon er ønskelig, og vil argumentere for en nøytral definisjon som uttrykt i innledningen.

4.5.3 Sårbarhetskonseptet og sårbarhetsanalyser i forhold til ulike stadier og skala i KU

I de undersøkte pilotprosjektene ble oversiktsanalyser av sårbarhet og verdi utført i en tidlig KU-fase. I seinere stadier bestod analysene av relativt detaljerte effektbeskrivelser kombinert med verdivurderinger, som i tradisjonell KU. Sårbarhetskonseptet blir da av mindre

betydning. Pilotprosjektene illustrerer at ved å begynne med generelle oversiktsanalyser av sårbarhet i tidlige faser av KU-arbeidet, og så bevege seg mot mer detaljerte effektanalyser gjennom KU-prosessen, kan helhetlige perspektiver fra sårbarhetsanalyser i tidlige KU-stadier nyttes som ramme for vurderinger i senere faser.

Konkrete vurderinger av sårbarhet og effekter på et detaljert nivå, f.eks. for forskjellige arter i et økosystem, vil kunne kreve stor innsats og være vanskelige å gjennomføre på grunn av kompleksiteten i biologiske systemer (Nilsson og Grelsson, 1995). Detaljfokusering kan også øke risikoen for en ensidig eller skjeiv problemtilnærming.

Et sårbart område vil kunne berøres ved at omgivelsene eller "eksterne landskapsegenskaper" påvirkes (Cavallin et al., 1994; Rocatalá og Sánchez, 2001). Økologien og hydrologien i våtmarksområder og vannøkosystemer avhenger ikke bare av interne prosesser i økosystemene, men også av omkringliggende nedbørfelters hydrologi (Devito et al., 1996). Viktige kulturminneobjekter er ofte knyttet til omkringliggende landskap i et mønster som gjenspeiler vekselvirkninger mellom kulturmiljøet, naturressursene, arealbruken, og den historiske utviklingen. Visuelle egenskaper i landskapsenheter påvirkes av utenforliggende områder (De Villota et al., 2001). I flere fagtemaer kan detaljert klassifisering og avgrensning av små og detaljerte sårbarhetssoner være vanskelig uten å miste forståelsen av sammenhengene i landskapet. En detaljert skala er derfor ikke særlig velegnet for sårbarhetsvurdering av komplekse landskaper.

Generelt er sårbarhetsvurderinger best egnet for grovmaskede oversikter over områder, basert på landskapselementer og påvirkning fra konkrete ytre faktorer. For detaljerte skalaer, kan en felles sårbarhetstilnærming bli vanskeligere og vil trolig ha mindre relevans. Sårbarhetskonseptet er derfor bedre egnet til oversiktsundersøkelser i tidlige stadier av KU enn til mer detaljerte vurderinger seinere i prosessen.

Sårbarhetslitteraturen innenfor hydrogeologi skiller mellom spesifikk og generell sårbarhet. Spesifikk sårbarhet relateres til potensielle effekter som er en følge av spesifikk bruk eller forurensning av et område, mens generell sårbarhet relateres til de generelle beskyttende egenskapene til lagene ovenfor grunnvannssonen og er uavhengig av type påvirkning (Gilbrich og Zaporozec, 1994; Zaporozec og Vrba, 1994). Spesifikk sårbarhet kan være forskjellig avhengig av de spesifikke truslene. Eksempelvis kan ulike typer løsmasser ha forskjellige evner til å hindre forurensningen av grunnvann fra ulike typer kjemikalier, og økosystemer kan være mer sårbare i noen

sammenhenger og mer stabile i andre sammenhenger (Orians 1975 sitert i Nilsson og Grelsson, 1995).

Begrepene spesifikk og generell sårbarhet utfyller hverandre ved at de passer til forskjellige nivåer innenfor KU (tabell 4.3). Sårbarhetsanalysene i de undersøkte ISM-pilotprosjektene kan klassifiseres som spesifikke sårbarhetsanalyser. Sårbarhetsanalyser på et strategisk nivå (f.eks. SEA) eller analyser i store og komplekse prosjekter med flere typer omfattende miljøtrusler, som for eksempel ved relokaliseringen av øvelsesfelter for hæren på Østlandet (Erikstad, 1996), kan ansees som generelle. Dette gjenspeiler at generaliseringsnivået for sårbarhetskonseptet og sårbarhetsanalyser i KU må tilpasses aktuelle prosjekter og forhold.

4.5.4 Sårbarhetsevalueringer – implementering og metoder i ulike fagfelt

I de undersøkte prosjektene er tre forskjellig hovedtilnærminger blitt brukt ved klassifisering av sårbarhet og påfølgende avgrensning av soner med ulik sårbarhet:

- a) klassifisering basert på egenskaper for arealenheter (geografisk typeklassifisering)
- b) klassifisering basert på noen få utvalgte viktige egenskaper
- c) klassifisering basert på mange egenskaper

Den første metoden, geografisk typeklassifisering, ble nyttet ved sårbarhetsanalyser av georessurser (grunnvann) i pilotprosjektene. Metoden ble også brukt for naturmiljø i det første prosjektet (P1). Metoden er basert på en områdeinndeling i enheter med homogene egenskaper, f.eks. økosystem-typer eller naturtyper. Denne metoden anbefales for sårbarhetsbedømming av grunnvann når informasjonsgrunnlaget er begrenset og spredt (Civita, 1994). Nilsson og Grelsson (1995) anbefaler at sårbarhetsanalyser foretas på økosystem-nivå. Dette er et nivå hvor den første metoden for sårbarhetsanalyser (geografisk typeklassifisering) er egnet.

Den andre metoden ble anvendt ved analyser av landskap i pilotprosjektene. Metoden er basert på noen få og nøye utvalgte viktige egenskaper (parametre) som ses i sammenheng. Metoden har lenge vært brukt blant landskapsarkitekter (Amundsen, 1995; Litton, 1972). IAH (International Association of Hydrogeologists) har også tilrådd at sårbarhetskart for grunnvann i målestokker mellom 1:25 000 og 1:200 000 bør baseres på noen få utvalgte egenskaper (Adams et

al., 1994). IAH tilrår at disse egenskapene framstilles på en mest mulig gjennomiktig og åpen måte.

Den tredje metoden er brukt for naturmiljø i to av de undersøkte prosjektene (P2, P3), og for kulturminner og kulturmiljøer i alle prosjektene. I denne metoden blir hvert objekt gjenstand for spesiell oppmerksomhet. Mange egenskaper blir nyttet ved sårbarhetsvurderinger, men egenskapene har ikke nødvendigvis noen klar indre sammenheng og opererer uavhengig av hverandre.

Bedømmingsmetodene og tilgjengelige data avgjør sårbarhetsvurderingenes kvalitet. De forskjellige metodene har ulike sterke og svake sider. Begge de to første metodene er blitt brukt på en gjennomiktig og etterprøvbar måte i de undersøkte pilotprosjektene. At et objekts sårbarhet kan avhenge av omgivelsene kan vanskelig gjøre avgrensninger ved detaljerte analyser. På den andre siden vil oversiktsanalyser stimulere til gruppering av områder som hører naturlig sammen. Både "klassifisering basert på egenskaper for arealenheter" og "klassifisering basert på noen få utvalgte viktige egenskaper" har en karakter som gjør dem egnet for å integrere omgivelsenes egenskaper ved sårbarhetsbedømming. Disse metodene er derfor tilpasset helhetlige tilnærminger og egnet for en grov oversiktlig skala.

I den tredje metoden kan viktigheten av sårbarhetsegenskapene som beskrives være usikker, slik tilfellet er i de undersøkte pilotprosjektene. Selv om mange av parametrene og aspektene som er nyttet ved sårbarhetsvurderinger i utgangspunktet kan være fornuftige, kan uklare definisjoner og diffuse kriterier resultere i begrenset gjennomsiktighet og etterprøvbarehet. Detaljfokusering vil også kunne føre til at hovedtrekkene blir mindre klare.

I de undersøkte prosjektene er problemtilnærmingen klarest område- og oversiktstilpasset, og dermed best tilpasset de tidlige KU-stadier, i fagtemaene landskapsanalyse og georessurser (grunnvann). Dette kan skyldes tradisjonene i de ulike fagene. Landskapsarkitekturfaget i Norge har tradisjonelt vært engasjert i arealplanlegging. Kartlegging og klassifisering av områder har en lang tradisjon i de forskjellige geofagene. I hydrogeologifaget har sårbarhetsbedømming og sårbarhetskartlegging en lang tradisjon siden de første sårbarhetskartene ble utviklet i Frankrike i 1960-årene (Zaporozeć og Vrba, 1994).

Andre fag, som f.eks. naturmiljø, og kulturminner og kulturmiljø, har tradisjonelt rettet mye oppmerksomhet mot enkeltarter eller objekter og deres egenskaper, og står derfor overfor nye og større metodiske

utfordringer ved vurdering av sårbarhet på et overordnet nivå. Dette kan illustreres ved noen av rapportene for naturmiljøet. Tema-rapporten for naturmiljø i P3 bruker sjeldenhet til arter som et kriterium i sårbarhetsanalysen. Stort sett vil sårbarhetsanalyser på artsnivå være vanskelige og kostbare å dokumentere og vurdere på et generelt oversiktsnivå (Nilsson og Grelsson, 1995). Bruk av sjeldenhet som et generelt sårbarhetskriterium, som i P3, er spesielt problematisk når samme kriteriet brukes for verdi. Sårbarhetsanalysen for naturmiljøet i P1 baserer seg på en inndeling av landskapet i landskaps-økologiske enheter. Basert på erfaringene fra pilotprosjektene, er sårbarhetsanalyse på økosystemnivået, som i P1, å foretrekke i denne sammenheng.

Evalueringer av inngrep på kulturminner og -miljøer kreves ofte i norske KUer. Flere fagområder vil kunne være relevante, avhengig av områdenes karakter. Arkeologi er oftest involvert, fordi kulturminneloven krever at det skal tas spesielle hensyn til historiske objekter eldre enn 1537. Tidvis er arkitektur, kunsthistorie og etnologi relevante fag for dokumentering og vurdering av områder med en yngre kulturhistorie. Vurderinger er primært basert på empiriske kulturhistoriske beskrivelser og dokumentasjon kombinert med bruken av modellen for verdi- og sårbarhetsevalueringer beskrevet i retningslinjene utgitt av Vegdirektoratet (1995). Det er ikke tradisjon i noen av disse fagene for bruk av sårbarhetsvurderinger i annet enn KU-relaterte prosjekter. For temaene kulturminne og naturmiljø er det stor avstand mellom dagens metodiske verktøy og kravene i europeisk lovgivning, f.eks. KU- og SEA-direktivene, som også påpekt av Teller og Bond (2002),.

Vurdert ut fra de undersøkte prosjektene, er en videre utvikling av metode og kriterier for sårbarhetsanalyse påkrevd innenfor flere fag. Det er viktig å utvikle en sårbarhetsklassifisering som kan ta tak i helheter og sammenhenger og som flere fag kan samles om i praktiske KU-arbeid. Ulike fag har ulik erfaring og bakgrunn med hensyn til sårbarhetsvurderinger, og innhold og tradisjoner i ulike fag vil nødvendigvis være forskjellige. Selv om det faglige innholdet vil være forskjellige, kan prinsippene og hovedproblemstillinger for sårbarhetsbedømming være felles, og de ulike fagene kan utvikles raskere på dette feltet ved å lære av hverandre. I fag som landskapsarkitektur og hydrogeologi, finnes komponenter som kan tjene som grunnelementer i en videre utvikling av en tverrfaglig metodikk.

Økt fokus på utviklingsarbeid og en videre utvikling av sårbarhetskriterier for helhetlige sårbarhetsanalyser på oversiktsnivå i KU tilrådes.

4.5.5 Sårbarhetsanalyser – et svar på aktuelle utfordringer i KU

En viktig kritikk av dagens standard KU er at miljøets sårbarhet ofte overses i tidlige faser før og under utvikling av prosjekteralternativer.

Sårbarhetsanalyser kan komplettere tradisjonelle KU-analyser (Marusic, 1993). Implementering av sårbarhetsanalyser i tidlig KU-fase, slik som i ISM-tilnærmingen, vil kunne imøtekomme mye av kritikken som er reist mot tradisjonell KU. Det er fullt mulig å inkorporere en sårbarhetsanalyse i samsvar med eksisterende forskrifter ved å aktivisere en integrert sårbarhetsmodell (ISM) i tidlige fase av KU-arbeidet. Ved å innføre oversiktsanalyser av miljøets sårbarhet i starten av KU-prosessen, før prosjekteralternativene utvikles, kan natur- og kulturmiljøene bli viktige premissgivende temaer for utviklingen av prosjekteralternativer. Dette vil også bidra til å overvinne avstanden mellom planlegging og KU.

Scoping er viktige ledd i KU. King (2000) retter oppmerksomheten mot betydningen av å betrakte mulige påvirkninger ved scoping. Sårbarhetsanalyser i tidlig KU-fase kan gi generell informasjon om mulige påvirkninger i forskjellige områder. Vanligvis vil sårbarhetsanalysene forbedre kunnskapsgrunnlaget for avgjørelser i denne fasen. Dette innebærer også et bedre grunnlag for avgrensning og presisering av undersøkelsesomfanget (scoping) og påfølgende utarbeiding av undersøkelsesprogram. Ved å gi bedre dokumentasjon for utviklingen av alternativene fører sårbarhetsanalyser også til bedre gjennom-siktighet og etterprøvbarehet, og gir dermed bedre grunnlag for offentlighetens medvirkning og innflytelse i planprosessen.

4.6 Konklusjoner og anbefalinger

I tradisjonell KU kan et avgrenset eller skjevt utvalg av prosjekteralternativer medføre at KUen mislykkes som verktøy for å hjelpe beslutningstakere til å finne det beste alternativet, og offentlighetens deltakelse skjer ofte for seint i prosessen til å kunne påvirke utformingen av alternativene vesentlig. Ved å innføre oversiktsanalyser av miljø-sårbarhet i starten av KU-prosessen, før prosjekteralternativene utvikles, kan natur- og kulturmiljø bli til viktige premissgivende temaer for utviklingen av prosjekteralternativene.

Sårbarhet og verdi bør betraktes som atskilte dimensjoner. I KU-sammenheng foreslås sårbarhet definert som graden av følsomhet for

miljøendringer ved eksterne påvirkninger. En slik definisjon er dekkende for hvordan begrepet vanligvis brukes i ulike fag, og kan også lett nyttes i fag med liten eller ingen tradisjon for sårbarhetsanalyser.

Pilotprosjektene viser at sårbarhetskonseptet er særlig egnet for overordnede oversiktsanalyser i KU. Erfaringen fra pilotprosjektene indikerer at sårbarhetsanalyser er vel egnet som grunnlag for å skape og utforme alternativer. Sårbarhetstilnærmingen retter fokus på oversikter over miljø istedenfor detaljer, forbedrer gjennomsliktigheten i prosessen og kan bedre offentlighetens innflytelse i de tidlige faser av KU-arbeidet. Dette kan trolig også bidra til alternativer som vil være bedre for miljøet.

Det er behov for å presisere forskjellene mellom generell og spesifikk sårbarhet. Mens generelle sårbarhetsvurderinger vanligvis er velegnet for en grovmasket oversikt på et strategisk nivå, anbefales vurderinger av spesifikk sårbarhet i KU når påvirkningstypen er kjent. Denne todelingen viser at det er behov for en høyere presisjonsgrad ved bruk av sårbarhetskonseptet, og understreker behovet for å fremme ytterligere metodiske diskusjoner.

Sårbarhetskonseptet har vist seg å være nyttig i mange fag, men de ulike fagene har ulik erfaringsbakgrunn på dette feltet. I fag som landskapsarkitektur og hydrogeologi finnes komponenter som kan tjene som grunnelementer i utviklingen av en tverrfaglig metodikk.

Økt fokus på utviklingsarbeid for helhetlige sårbarhetsanalyser på oversiktsnivå i KU anbefales. En videre utvikling av sårbarhetskriterier for forskjellige fagområder samt økt involvering av berørte parter i tidlige KU-faser tilrådes.

Sluttord

Dette artikkelen inneholder i hovedsak en oversettelse av en artikkel som vil bli utgitt i Environmental Impact Assessment Review. Forfatterne vil rette en særskilt takk til Ingerlise Amundsen, Ingvild Hoftun, Gert Myhren og Merete Stokke Hestvedt, alle fra Statens vegvesen Region sør, for god hjelp med opplysninger og tilgang til materiale som er nyttet i case-studiene.

Litteratur

- Aars, Ø., 1998. The Romerike gate. A railway turning into a local Watergate, in: Kajander, J., (Ed.), XX Nordic Hydrological Conference, Nordic Associations for Hydrology, Helsinki, Finland, 10-13 August 1998. Nordic Hydrological Programme. NHP Report no. 44, s. 234-241.
- Adams, B., Civita, M., Gilbrich, W.H., Vrba, J., van Waegeningh, H., 1994. Model legend for groundwater vulnerability maps, in: J. Vrba, J., Zaporozec, A., (Eds.), Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. International Contributions to Hydrogeology, Vol 16, s. 87-99.
- Adams, B., Foster S.S.D., 1992. Land-Surface Zoning for Groundwater Protection. J. Inst. Water Environmental Management 6, 312-320.
- Amundsen, I., 1995. Vegutforming og landskapstilpassing: visuelle forhold i norsk vegbygging fra 1930 til i dag. Dr. Ing. Thesis. Institutt for veg- og jernbanebygging, Norges tekniske høgskole, Trondheim.
- Bradley, M.P. Smith, E. 2004. Using Science to Assess Environmental Vulnerabilities. Environmental Monitoring and Assessment 94, 1-7.
- Bredesen, B., Hoftun, I., Nummedal Røise, K., Stokke, M., Kummeneje, K., 2002. Miljøhensyn i oversiktsplanlegging. Statens vegvesen. Buskerud.
- Cavallin, A., Marchetti, M., Panizza, M., Soldati, M., 1994. The role of geomorphology in environmental impact assessment. Geomorphology 9 (2), 143-153.

- Civita, M. 1994. Data needs and presentation, in: Vrba, J., Zaporozec, A. (Eds.), *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. International Contributions to Hydrogeology*, Vol 16, s. 57-73.
- Dalkmann, H., Herrera, R.J., Bongard, D., 2004. Analytic strategic environmental heritage: what is to be changed?, in: Kozlowski, R. (Ed.), *Cultural Heritage Research: a Pan-European Challenge. Proceedings of the 5th EC Conference Crakow*, s. 127-130.
- Det kongelige miljøverdepartementet, 1997. Rundskriv. Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven.
- De Villotta, I, Goy, J.L , Zazo, C., Barrela, I., Pedraza, J., 2001. Landscape analysis based on environmental units and visual areas. The use of geomorphological units as a basic framework. La Vall de Gallinera, Alicante, in: Marchetti, M., Rivas, V. (Eds.), *Geomorphological and Environmental Impact assessment*, A. Balkema Publishers, s. 133-153.
- Devito, K.J., Hill, A.R., Roulet, N.T., 1996. Groundwater-surface water interactions in headwater wetlands of the Canadian Shield. *Journal of Hydrology* 181 (1-2), 127-147.
- Dupagne, A., Teller, J., 2002. The application of KU/SEA procedures to urban heritage: what is to be changed?, in: Kozlowski, R. (Ed.), *Cultural Heritage Research: a Pan-European Challenge. Proceedings of the 5th EC Conference Crakow*, s. 127-130.
- Erikstad, L., 1996. Forsvarets relokalisering Gardemoen - Konsekvenser for natur, forurensning og avrenning. NINA Oppdragsmelding 457, s. 90
- Erikstad, L., 1997. Geological heritage and environmental impact assessment: Can quality and quantity be merged?, in: Marinos, P.G., Koukis, G.C., Tsiambaos, G.C., Stournaras, G.C. (Eds.), *Engineering Geology and the Environment. Proceedings international symposium engineering geology and the environment, organized by the greek national group of IAEG / Athens / Greece 23-27 June 1997*, s. 2927-2731.
- Foster, S.S.D., 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy, in: van Duijvenbooden,

- M., van Waegeningh, H.G (Eds.), Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. TNO Committee on Hydrological Research, the Hague, Proceedings and Information No. 38, s. 69-86.
- Frey, B.S., 1997. The Evaluation of Cultural Heritage: Some Critical Issues; in: Hutter, M, Rizzo, I. (Eds.), Economic Perspectives on Cultural Heritage, London, s. 244.
- Fry, G.L.A., Skar, B., Jerpåsen, G., Bakkestuen, V., Erikstad, L., 2004. Locating archaeological sites in the landscape: a hierarchical approach based on landscape indicators. *Landscape and Urban Planning* 67 (1-4), 97-107.
- Gilbrich, W. H., Zaporozec, A., 1994. Introduction, in: Vrba, J., Zaporozec, A. (Eds.), *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. International Contributions to Hydrogeology, Vol 16, s. 1-7.
- King, T.F., 2000. What should be the "cultural resources" element of an KU?. *Environmental Impact Assessment Review* 20 (1), 5 – 30.
- Kozlowski, J.M., 2002. Sustainable development in professional planning: a potential contribution of the KU and UET concepts. *Landscape and Urban Planning* 19 (4), 307-332.
- Litton JR., R.B., 1972. Aesthetic Dimensions of Landscape, in: Krutilla, J.V. (Ed.), *Natural Environments. Studies in Theoretical and Applied analysis*. The John Hopkins University Press Ltd., London, s. 262-269.
- Marusic, J., 1993. Conservation planning within a framework of landscape planning in Slovenia. *Landscape and Urban Planning* 23 (3-4), 233-237.
- Navrud, S., Ready, R.C. (Eds.), 2002. *Valuing Cultural Heritage. Applying Environmental Valuation Techniques to Historic Buildings, Monuments and Artifacts*, Cheltenham / Northampton.
- Nilsson, C., Grelsson, G., 1995. The fragility of ecosystems: A review. *Journal of Applied Ecology* 32 (4), 677-692.

- Norges vassdrags- og energiverk, 1998. NVE – Veileder nr. 1- 1998
- Orians, G., 1975. Diversity, stability and maturity in natural ecosystems, in: Van Dobben, W.H., Lowe-McConnell, R.H., (Eds.), *Unifying Concepts in Ecology*. Dr. W. Junk, The Hague, s. 139-158.
- Recatalá, L., Sánchez, J., 2001. A methodology for assessing landscape quality for environmental impact assessment and land use planning; Application to a Mediterranean environment, in: Marchetti, M., Rivas, V. (Eds.), *Geomorphological and Environmental Impact assessment*. A. A. Balkema Publishers, s. 133-153.
- Skinner, A., Foster, S., 1995. Managing land to protect water: The British experience on groundwater protection. Paper presented at Solutions 1995 at the XXVI Congress of the IAH Edmonton 4-10 June 1995, s 9.
- Steinemann, A., 2001. Improving alternatives for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 21 (1), 3-21.
- Swensen, G., 2003. Omgivelsenes sårbarhet – om kulturmiljøbegrepets nytteverdi, in: Balto, J.A., Wilberg, J., Ekroll, Ø., Swensen, G., Sauge, B. (Eds.), *Fortidsminneforeningens årbok*. Oslo, s. 97-104.
- Teller, J., Bond, A., 2002. Review of present European environmental policies and legislation involving cultural heritage. *Environmental Impact Assessment Review* 22 (6), 611- 632.
- Vegdirektoratet, 1995. Konsekvensanalyser. Håndbok 140.
- Weston, J., 2002. From Poole to Fulham: A Changing Culture in UK Environmental Impact Assessment Decision Making? *Journal of Environmental Planning and Management* 45 (3), 425-443.
- Weston, J., 2004. KU in a Risk Society. *Journal of Environmental Planning and Management* 47 (2), 313-325.
- Zaporozec, A., Vrba, J., 1994. Classification and review of groundwater vulnerability maps, in: Vrba, J., Zaporozec,

A.(Eds.), Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. International Contributions to Hydrogeology. Vol 16, s. 21-29.

Dokumenter og rapporter benyttet i case-studiene

- Akershus / Buskerud fylker, 1998. Ny E16 fra Rørvik til Vik. Registrering og vurdering av kulturminner.
- Bratli, J.L., Berge, D., Brandrud, T.E., 1997. E16 Rørvik - Vik, Kommunedelplan. Registreringer og analyse. Vann, vassdrag og strandsoner. ISBN 82-577-3320-2.NIVA-Rapport 3750.
- Drammen kommune, 1998. Konnerudnedføringen. Konsekvensutredningsprogram Revidert av Drammen kommune, byutviklingsavdelingen 19.10.98.
- Erikstad, L., Reitan, O., Stabbetorp, O., Sloreid, S.E., 1998. Kartlegging av naturtyper og verdifull og sårbar natur ved Sundvolden i Hole kommune, NINA Oppdragsmelding 540, ISBN 0802-4103.
- Garder, G., 1999. Konnerudnedføringen. Analyse av verdi og sårbarhet for tema naturmiljø. Miljøfaglig Utredning Rapport 1999:2.
- Norsk sjøfartsmuseum, 1997. Ny E16 fra Rørvik til Vik. Konsekvensutredning for kulturminner. Arkeologiske registreringer under vann i Kroksund området.
- Røhr, P.K., Olafsen, R., 1999. Konsekvensvurdering. Konnerudnedføringen. Analyse av verdi og sårbarhet. Georessurser og vannressurser. Geofuturum / Statens vegvesen, Buskerud.
- Statens vegvesen Buskerud, 1999. E 16 Rørvik – Vik. Konsekvensutredning.
- Statens vegvesen Buskerud, 1996. Melding i samsvar med plan og bygningslovens kap. VIIA, § 33-3. E16 Rørvik-Vik.
- Statens vegvesen Buskerud, 1998. Ny E16 fra Rørvik til Vik. Kommunedelplan. Landskapsbilde.

- Statens vegvesen Buskerud, 1998. E 134 Konnerudnedføringen. Melding etter plan og bygningslovens kap. VII-a om konsekvensutredninger.
- Statens vegvesen Buskerud, 1999. Konnerudnedføringen. Analyse av verdi og sårbarhet. Kulturminner og kulturmiljø.
- Statens vegvesen Buskerud, 1999. Konnerudnedføringen. Analyse av verdi og sårbarhet. Landskapsbilde.
- Statens vegvesen Buskerud, 2001. Tilfartsveg vest / Tilfartsveg Konnerud (Konnerudnedføringen) – konsekvensutredning.
- Statens vegvesen Buskerud, 2000. E 134 Damåsen –Saggrenda. Melding.
- Statens vegvesen Buskerud, 2000. E 134 Damåsen –Saggrenda. Fastsatt utredningsprogram.
- Statens vegvesen Buskerud, 2002. E 134 Damåsen –Saggrenda. Verdi og sårbarhetsanalyse. Naturmiljø.
- Statens vegvesen Buskerud, 2002. E 134 Damåsen –Saggrenda. Verdi og sårbarhetsanalyse. Kulturminner og kulturmiljø.
- Statens vegvesen Buskerud, 2002. E 134 Damåsen – Saggrenda. Verdi og sårbarhetsanalyse. Landskapsbilde.
- Statens vegvesen Buskerud, 2002. E 134 Damåsen – Saggrenda. Verdi og sårbarhetsanalyse. Geo- og vannressurser.
- Statens vegvesen Buskerud, 2004. E 134 Damåsen – Saggrenda. Kommunedelplan Fase 2. Trasebearbeiding og siling.
- Statens vegvesen Buskerud, 2004. E 134 Damåsen –Saggrenda. Konsekvensutredning. Hovedrapport.
- Vegdirektoratet, 1997. Konsekvensutredningsprogram etter kapittel VII-a i plan- og bygningsloven. E16 Rørvik-Vik.

Tabell 4.1 Sårbarhet i ulike KU-faser.

Prosessfase	E16 Rørvik – Vik (P1)	E 134 Konnerud riksvei vest (P2)	E 134 Damåsen – Saggrenda (P3)
Stadium 1a: Melding	• Sårbarhet forbundet primært ned naturmiljø og landskap. • Sårbarhet og sjeldenhet understreket som basis-kriterium for verdien av naturmiljøet.	• Sårbarhet nevnt spesifikt og relatert til verdi- og sårbarhetsanalyser.	• Sårbarhet nevnt under temaene friluftsliv og naturmiljø. • Verdi- og sårbarhetsanalyse som metodikk ikke nevnt.
Stadium 1b: Utredningsprogrammet	• Sårbarhet behandlet primært i landskapsanalysen. • Landskapet oppdeles i enhetlige områder som skal vurderes separat. • Tre sårbarhetsklasser.	• Sårbarhet nevnt spesifikt og relatert til verdi- og sårbarhetsanalyse.	• Krav om verdi- og sårbarhetsanalyser for 8 fagtemaer, inkludert sårbarhetskart. • Relativt detaljert beskrivelse av sårbarhets- • analysen framlagt. • Sårbarhet referert til under ulike fagtemaer. • Tre sårbarhetsklasser.
Stadium 2: Temarapporter	• Betydelig variasjon mellom forskjellige fagtemaer (se tabell 2).	• Betydelig variasjon mellom forskjellige fagtemaer (se tabell 2).	• Betydelig variasjon mellom forskjellige fagtemaer (se tabell 2).
Stadium 3: Silingsrapport	• Ingen publisert rapport.	• Referenser til sårbarhets-vurdering utført for ulike fagtemaer. • Samspill mellom kulturlandskaps og kulturminner understreket i sårbarhets-vurdering og	• Presentasjonen av metodikk og hovedresultater i et vedlegg.

		beskrivelser. • Sårbarhet for landskap tar for seg terreng, formasjoner, og vegetasjonsmønstre så vel som bosettingsstrukturer.	
Stadium 4: KU-rapport	• Sårbarhet primært nevnt i generelle vendinger, som et metodisk verktøy. • Sårbarhet også nevnt i forbindelse med påvirkninger på friluftsliv og naturmiljø.	• Sårbarhet kort nevnt som et metodisk trinn. • Vurderinger av konsekvenser basert på sårbarhetskriterier i temarapporter, selv om begrepet sårbarhet er sjelden brukt. • Kriterier beskrevet og egne tabeller presentert for ulike typer effekter. • Sårbarhetskart ikke presentert.	• Sårbarhet nevnt med referanse til fagtemarapportene, og metodikk kort beskrevet. • Verdi- og sårbarhetsanalyse beskrevet som første fasen i KU-prosessen. • Sårbarhet sjelden nevnt kun sporadisk, men vurderinger av konsekvenser basert direkte på sårbarhetskriterier i temarapporter. • Sårbarhetskart ikke presentert.

Tabell 4.2 Sårbarhet i temarapporter, konsept og kriterier.

Tema	E 16 Rørvik – Vik (P1)	E 134 Konnerud riksvei vest (P2)	E 134 Damåsen – Saggrenda (P3)
Naturmiljø	• Sårbarhetsklassifisering basert på kartlegging og landskapsøkologisk klassifisering i ulike enheter med spesielle sårbarhetsegenskaper	• Sårbarhet uttrykker hvor mye av miljøet som vil være uberørt etter avslutningen av prosjektet. • Aspekter betraktet ved sårbarhetsevalueringer	• Sårbarhet uttrykker potensiell reduksjon av funksjoner til områder, som er avhengige av livs-kravene til det biologiske mangfoldet. • Sårbarhet delvis

	r.	r: Fragmentering av arealer, tap av korridorer, reduksjon av buffersoner, biotopvariasjon, økosystemers alder, fordeling av grensesoner mellom økosystemer samt dreneringseffekter.	knyttet til verdievalueringer (sårbarheten av intakt natur uten særlige kvaliteter er liten). • Aspekter betraktet ved sårbarhetsvurderinger: Tap av arealer, fragmentering av arealer, miljøstress som følge av forurensning og drenering samt arters sjeldenhet.
Landskap	• Sårbarhet uttrykk for en kombinasjon av potensielle forstyrrelser i landskapsformasjoner, visuelle påvirkninger og muligheten for å reparere skade. • Aspekter tatt i betraktning: Allmenne karakteristiske landskapstrekk, enhetlige arealene eller landskaps kategorier. • Understreket at verdi og sårbarhet representerer ulike aspekter.	• Sårbarhet uttrykker graden av endringer i arealers verdi etter avslutning av prosjektet.	• Sårbarhet et uttrykk for en kombinasjon av inngrep på landskapsformasjoner, visuelle inngrep og muligheten for å reparere skade. • Vurdering av sårbarhet og potensial for forbedringer representerer det siste stadiet i verdi- og sårbarhetsanalysen.
Kulturminner og kulturmiljø	• Sårbarhet uttrykker potensial for eksterne inngrep som leder til endrede verdier. • En metodisk skille	• Sårbarhet uttrykker graden av endring i arealers verdier etter avslutning av prosjektet.	• Sårbarhet et uttrykk for inngrep i et kulturmiljø. • Aspekter betraktet i sårbarhetsevalueringer:

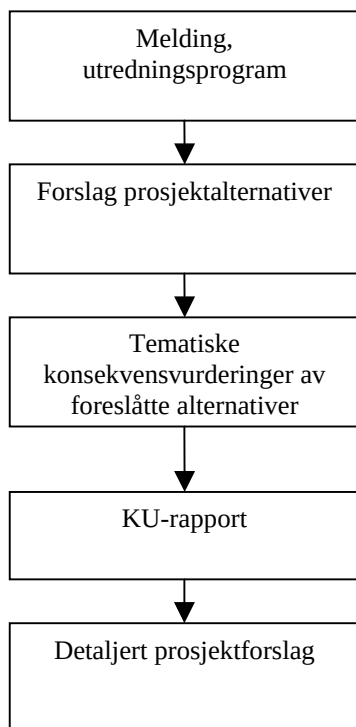
	mellom vurdering av verdier og vurdering av sårbarhet understrekes i teksten. I praksis er verdi og sårbarhet nært sammenkoblet.		Bosettingsstrukturer, gamle veier, elver, gamle hus, visuelle sammenhenger osv. • Sårbarhet indikert på separate kart.
Geo- og vannressurser	• Sårbarhet uttrykker i hvilken grad ressursenes tapes, reduseres eller blir utilgjengelig.	• Sårbarhet uttrykker i hvilken grad ressursenes tapes, reduseres eller blir utilgjengelig.	• Sårbarhet uttrykker i hvilken grad ressursenes tapes, reduseres eller blir utilgjengelig.

Tabell 4.3 *Ulike former for sårbarhetsanalyser.*

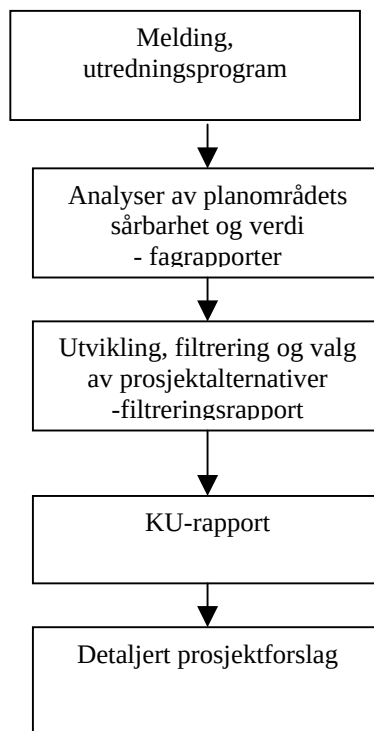
Analysetype	Relasjon til type påvirkning	Stadium i KU / prosjekt
Generell sårbarhet	Uavhengig av type påvirkning	Generell planlegging, KU for planer, starten av KU / prosjekt
Spesifikk sårbarhet	Type påvirkning kjent	Stadium for søk etter alternativer i KU, grunnlag for screening og scoping
Detaljert påvirkningsbeskrivelse	Type påvirkning og alternativer kjent	Alternativer utarbeidet

Figur 4.1 Sammenligning av to KU-metoder, tradisjonell KU og ISM (integrert sårbarhetsmetode).

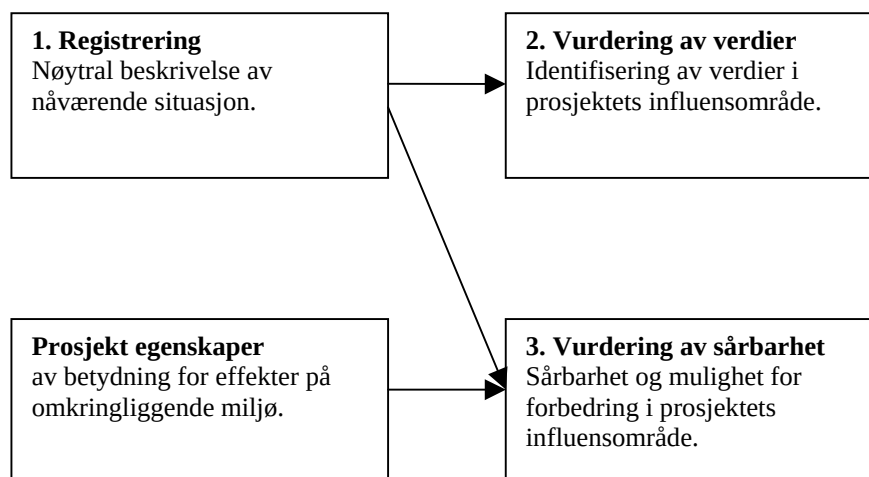
Tradisjonell norsk KU



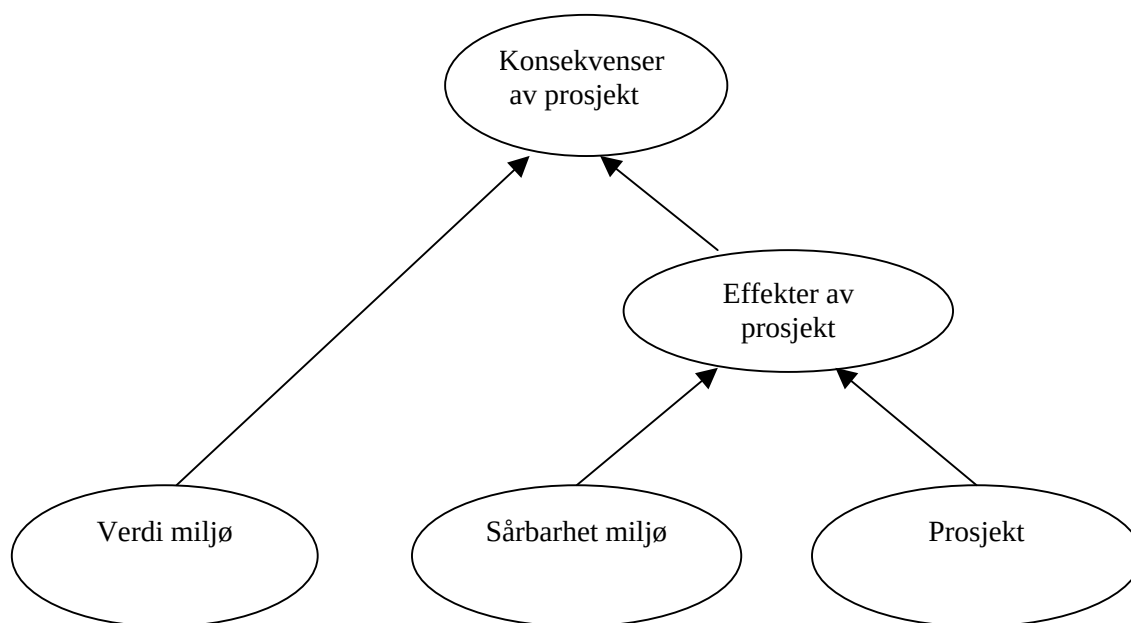
Integrert sårbarhetsmetode (ISM)



Figur 4.2 Sammenheng mellom registreringer og sårbarhets- og verdianalyser.



Figur 4.3 *Sammenhengen mellom verdi, sårbarhet og konsekvenser av prosjekt.*



Referanser

- Andrews, R. N. L. (1988): "Environmental impact assessment and risk assessment: learning from each other". I Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice* (Routledge, London).
- Arge, Njål, Tor Holmleid og Arne Stølan (2000): "Modeller på randen... Bruk av transportmodeller i norske byområder. En evaluering". LOKTRA prosjekt.
- Barker, Adam og Christopher Wood (1999): "An evaluation of EIA system performance in eight EU countries". *Environmental Impact Assessment Review* 19 (4), 1999, s. 387-404.
- Bisset, R. og P. Tomlinson (1988): "Monitoring and auditing of impacts", Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice* (Routledge, London).
- Buckley (1992): "How Accurate Are Environmental Impact Predictions?" *Ambio*, vol. 20 no. 3-4, May 1991.
- Byron, Helen J., Joanna R. Treweek, William R. Sheate og Stewart Thompson (2000): "Road Developments in the UK: An Analysis of Ecological Assessments in Environmental Impact Statements Produced between 1993 and 1997". *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(1), s. 71-97, 2000.
- Caldwell, L. K., R. V. Bartlett, D. E. Parker og D. L. Keys (1982): "A study of ways to improve the scientific content and methodology of environmental impact analysis". (Advanced Studies in Science, Technology and Public Affairs, School of Public and Environmental Affairs, Indiana University, Bloomington).

- Canter, L. W. (1977): Environmental Impact Assessment. New York: Mc Graw-Hill
- De Jongh, P. (1988): "Uncertainty in EIA". In Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*. (Routledge, London).
- Dipper, Ben, Carys Jones og Christopher Wood (1998): "Monitoring and Post-auditing in Environmental Impact Assessment: A Review". *Journal of Environmental Planning and Management*, volume 41(6) November 1998 s. 731-748.
- Flyvbjerg, B., Holm, M. S. og Buhl, S. (2002): Underestimating Costs in Public Works Projects. Error or Lie?" *Journal of the American Planning Association*, Vol. 68, No. 3, summer 2002.
- Flyvbjerg, Bent, Nils Bruzelius og Werner Rothengatter (2003): "Megaprojects and risk. An anatomy of ambition". (Cambridge University Press).
- Geneletti, D., E. Beinart, C. F. Chung, A. G. Fabbri, H- J. Scholten (2003): "Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study". *Environmental Impact Assessment Review*, 23 (2003), s. 471 – 487.
- Glasson, John (1994): "Life after the decision: The Importance of Monitoring in EIA". *Built Environment*, vol. 20 no. 4.
- Glasson, John, Riki Therivel og Andrew Chadwick (1999): "Introduction to Environmental Impact Assessment". (London: UCL Press, 2nd edition).
- Kontic, Branko (2000): "Why are some experts more credible than others?" *Environmental Impact Assessment Review*, 20 (2000), s. 427 – 434.
- Lian, Jon Inge, Berit Grue og Sverre Strand (2002): "Oslofjordforbindelsen – trafikk og regionale virkninger". TØI
- Miljøverndepartementet (2003): "Konsekvensutredninger".
- Samferdselsdepartementet (1999): "Gardermoprojektet. Evaluering av planlegging og gjennomføring". NOU 1999:28.

- Ravetz, Jerome (1998): "The Emperor's new models?" *Impact Assessment and Project Appraisal*, volume 16, number 2, June 1998, s 79-80.
- Sadler, B. (1988): "The evaluation of assessment: post-EIS research and process development", Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice* (Routledge, London).
- Strand, Sverre (1999): "Forecasting the future: pitfalls in controlling for uncertainty". *Futures* 31 (1999), s. 333-350.
- Teigland, Jon (2000): "Impact Assessments as Policy and Learning Instrument. Why Effect Predictions Fail, and How Relevance and Reliability can be Improved". Ph.D. thesis 2000 Roskilde University.
<http://www.vestforsk.no/dok/publikasjoner/rapport13-00.pdf>
- Tennøy, Aud (2003): "Prediksjoner og usikkerhet i trafikkfaglige rapporter i KU". NIBR rapport 2003:13.
- Voogd, J. H. (1983): "Multicriteria evaluation for urban and regional planning". (London: Pion).
- Wachs, Martin (1990): "Ethics and Advocacy in Forecasting for Public Policy". *Business & professional ethics journal*, vol.9, nos. 1 & 2.
- Wathern, Peter (1988): "An introductory guide to EIA". In Peter Wathern (ed.) *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*. (Routledge, London).
- Wood, Christopher, Ben Dipper og Carys Jones (2000): "Auditing the Assessments of the Environmental Impacts of Planning Projects". *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(1), s. 23-47, 2000.

5 Tverrfaglig verdiforståelse og verdisetting i konsekvensutredninger

Lars Erikstad*, Inge Lindblom**, Gro Jerpåsen**, Martin A. Hanssen***, Trine Bekkby****, Odd Stabbetorp*, Vegar Bakkestuen*

*-NINA, **-NIKU, ***-NIBR, ****- NIVA

5.1 Sammendrag

Verdisetting er et sentralt tema i konsekvensvurderinger som er avgjørende for å forstå og formidle omfanget eller betydningen av de konsekvensene et tiltak vil få. Verdisetting inneholder en viss grad av subjektivitet, noe som kan gjør numeriske evalueringsmetoder vanskelige. Det er behov for åpne felles kriterier som fremmer diskusjon og forståelse. Felles kriteriegrunnlag eksisterer i stor grad allerede, men kompliseres av at ulik forvaltnings- og fagtradisjon i liten grad publiseres og diskuteres i videre kretser. Vi har sett på den grunnleggende verdiforståelsen knyttet til temaene naturmiljø, kulturminner og kulturmiljø, og samfunnstemaet.

Mye av den verdisettingstradisjon som er beskrevet i litteraturen er knyttet til vurdering av særlig verdifulle objekter med tanke på vern eller fredning. I en konsekvensutredning er også de øvrige delene av landskapet viktig, og med spesiell tanke på tilpasning av tiltaksplaner og avbøtende tiltak er det et behov for å utvide verdiskalaen sammenlignet med det som er vanlig praksis i dag. Vi har foreslått en felles verdiskala som kan bidra til å lette kommunikasjonen mellom ulike fagfelt og forvaltningsområder.

Verdiforståelse utvikler seg over tid. Det samme gjelder kunnskapsnivå. Denne kombinasjonen gjør det nødvendig å holde verdisettingsdebatten levende. Behovet for dette øker med økende bruk av automatisk databasemodellering, digitale kartanalysemetoder og lignende. Hvis verdidebatten ikke er levende, vil automatisk metodikk fort kunne gi villedende og skjeve resultater.

5.2 Innledning

Verdibegrepet er svært viktig innen både natur- og kulturminneforvaltning. Dette gjelder både den generelle arealplanleggingen, den spesielle areal- og objektforvaltningen etter særlov (naturvernlov og kulturminnelov) og som redskap i konsekvensutredninger (KU). Det er etablert en rekke ulike registre og datasett som i økende grad benyttes, og som bidrar til at behandlingen av slike data i stadig større grad blir gjort automatisk. I en slik automatisk prosess er det lett å overse det verdimessige grunnlaget for dataene, noe som kan føre til systematiske feil. Datasett som sammenstilles er dermed ikke umiddelbart sammenlignbare og representerer ofte en objektiv kalkulasjon av subjektive data (Erikstad 1997). Det finnes derfor et behov for standardisering og videreutvikling av grunnleggende kriterier med det mål å få til en verdisetting som er kontrollerbar og etterprøvbar.

Verdibegrepet er komplisert og i det følgende vil vi gjennomgå ulike forståelser av begrepet og se på hvordan dette brukes innen ulike fagfelt. Arbeidet med artikkelen har konsentrert seg om tre utredningstema: naturmiljø, kulturminner/kultur-miljø og samfunn. Ved en gjennomgang av litteratur og erfaringer, har vi hatt som formål å se i hvilken grad grunnleggende verdiforståelse er lik mellom fagfeltene og vurdere hvordan den grunnleggende verdiforståelsen omsettes i generelle verdikriterier og hvordan disse kan oversettes til operasjonelle kriterier. I arbeidet med artikkelen har det vært vår hypotese at det er mulig å utvikle kriterier for verdisetting som er felles for de tre fagområdene. I den utstrekning denne hypotesen ikke får støtte, er det vårt formål å vise hvordan det ikke-fullstendige omfanget av slike kriterier er et utgangspunkt for å omsette verdivurderingene på standardiserte skalaer som ikke representerer et spesifikt felles faglig perspektiv, men som kan gjøre det lettere å sammenholde vurderinger fra ulike fagfelt og fra ulike forvaltningsområder.

5.3 Verdi – fagvurdering eller politikk?

Den første store utfordringen man møter når verdibegrepet og verdikriterier skal diskuteres er at det stadig utvikles ulike regimer, eller normsystemer, knyttet til ulik grad av abstraksjon og praktisk nytteverdi. Dels er det bygd opp verdisystemer som tar utgangspunkt i filosofiske og etiske problemstillinger innenfor rammen av en vitenskapelig tenkemåte i ulike fag, og dels arbeides det rent praktisk med verdikriterier i forvaltningsinstitusjonene i tilknytning til ulike fagtradisjoner. Vi har prøvd å se systematisk på dette der vi tar utgangspunkt i et tredelt system (figur 5.1).

En dimensjon som bidrar til en komplisert virkelighet er at det også eksisterer en avgjørende demokratisk meningssfære som består av politikere og menigmann. Det vil være grader av påvirkning mellom disse, og den dynamikk som eksisterer mellom fagvurderinger, generelle holdninger i samfunnet og de politiske realiteter danner viktige sammenhenger. Dette faller imidlertid utenom det vi behandler i denne artikkelen.

Det er ikke uvanlig med en relativt stor grad av sammenfall mellom de tre elementene (se figur 1). Som eksempel på dette viser Porsmose (2003) til en debatt i det Danske Folketinget i 1996, der miljøministeren redegjør for de politiske hovedargumentene for å bevare "landskapets kulturarv". Redegjørelsen sentrerte seg om tre hovedbegreper: Identitet (nasjonal og lokal tilhørighet), opplevelsesverdi (historiens spor i landskapet) og økonomi (bruk, turisme, sysselsetning og utdannelsemuligheter). Tilsvarende politisk argumentasjon vil finnes i de fleste land og også i overnasjonale organer (EU, FN etc.).

Bruken av verdivurderinger i en KU-prosess er typisk for et forvaltningssystem i spenningsfeltet mellom disse regimene. For det første er KU-en en del av et beslutningsgrunnlag der faglige innspill i form av fagutredninger tillegges stor vekt. For det andre er det en vesentlig del av KU-prosessen å fange opp berørte parter holdning og å sikre allmennhetens innflytelse i beslutningsprosessen. Dette kan føre til forskjellige behov for hvordan verdi bør uttrykkes, noe som ikke blir lettere av at vurderingene også skal være forståelige og akseptable for legfolk.

Generell verdiforståelse

I både generell litteratur og politiske dokumenter finnes det utallige versjoner og klassifikasjoner av ulike typer verdi. Som et startpunkt og generelt utgangspunkt kan vi velge St. meld. nr 12 (2001-02) "Rent

og rikt hav" som omtaler ulike verdier knyttet til biologisk mangfold. Stortingsmeldingen skiller mellom "direkte bruksverdi" (verdi som realiseres gjennom bruk av biologiske ressurser til f.eks. mat, medisiner etc., samt bruk av natur til rekreasjon, friluftsliv, turisme, undervisning og forskning), "indirekte bruksverdi" (verdi i form av livsbærende prosesser og økologiske tjenester som forutsetning for menneskelig eksistens og økonomisk aktivitet, som biologisk produksjon, jorddannelse, rensing av vann og luft, vannhusholdning, etc.), "potensiell verdi" (verdi som ikke er utnyttet eller kjent, omfatter både direkte og indirekte verdier) og "immateriell verdi" (verdi som er etisk og moralsk forankret, f.eks. knyttet til ønsket om å vite at en art eksisterer, til kommende generasjoners muligheter og livskvalitet, og til ønsket om å ta vare på landskap, kulturminner og natur som del av vår kulturarv og opplevelsesverdi).

Denne oppstillingen er ganske representativ for holdninger knyttet til ulike forvaltningsområder, også for konsekvensutredninger og i forhold til vitenskapelig litteratur om verdisetting generelt (Statens vegvesen 1995, Grey 2003). Et grunnleggende skille mellom økonomiske verdier (utnyttelse av naturressurser) og ikke-økonomiske verdier (for eksempel knyttet til den vitenskapelige ressursen naturforekomster representerer, Wilson 1994) er også tydelig i eksempelet ovenfor.

Et viktig spørsmål som kommer frem gjennom en slik litteraturgjennomgang er spørsmål knyttet til egenverdi. *Egenverdi* (på engelsk "intrinsic value") knytter seg til en etisk holdning at noen ting har verdi i seg selv uavhengig av den bruk vi som mennesker gjør eller kan gjøre av denne tingen (ressursen). Arne Næss skiller mellom begrepene grunn og dyp økologi (Næss 1973). Begrepet grunn økologi refererer til fenomener som forurensingsbekjempelse og forringelse av ressurser, som har som målsetting å forbedre helse og velstand til befolkningen i den rike verden. "Dyp økologi" fokuserer bl.a. på muligheten av at det finnes en egenverdi i naturen og gjør et forsøk på å hevde en ikke-antroposentrisk tilnærming, et ideal som verdsetter naturen for sin egen del og frafaller ideen om at mennesket er lokalisert i, men separert fra miljøet. Også andre filosofer har argumentert med at naturen ikke er en sosial konstruksjon, men har en verdi i seg selv, og at denne verdien er uavhengig av menneskelig bruk (f. eks. Norton 1988).

Det er her et spørsmål om det går et skille mellom liv og ikke-levende ressurser. Det er en utbredt oppfatning at respekten for liv og livets egenverdi er et sentralt element i moderne menneskelig kulturutvikling, noe som kan være både filosofisk, religiøst og praktisk

(økologisk) begrunnet, og at menneskelivet har svært høy verdi. Likevel er vi nødt til å knytte moderate verdivurderinger til for eksempel menneskeliv, mer eller mindre eksplisitt, når vi bestemmer oss for å bygge noe som kan medføre en risiko for mennesker, for eksempel veger. Dermed ser vi at de verdiene vi ønsker skal være sterke, og nærmest naturgitte, nedskrives nærmest uten debatt i møte med praktisk politikk. Denne konflikten kommer også til syne i forhold til verdier knyttet til ikke-levende ressurser, som et kulturminne, geologiske forekomster eller landskap. Spørsmålet om egenverdi gjelder således både biologiske og ikke-biologiske miljøer ("it is simply biocentric chauvinism to hold that only living things have intrinsic value whilst non-living things do not", Sharples 1993).

Flere har argumentert mot prinsippet om egenverdi ut fra at også ikke-antroposentriske verdsett bygger på menneskelige forsøk på verdiformuleringer (for eksempel Papadakis 2000). I denne sammenheng er det interessant å merke seg begrepet eksistensverdi (Belshaw 2001, Beckerman & Pasek 2001), som er basert på at mennesker faktisk verdsetter eksistensen av et objekt uavhengig av andre verdsett. Beckerman & Pasek (2001) argumenterer i samsvar med Papadakis at "verdier ikke kan eksistere uten en som verdsetter", men aksepterer at en subjektiv tilnærming til verdisseting tillater en verdsetter å tilordne en egenverdi til noe. På denne måten kan vi definere eksistensverdi som subjektiv egenverdi, noe som på mange måter gir grunnlaget for å definere en egenverdi uavhengig av mer fundamentale filosofiske spørsmål. I praktisk bruk er det trolig en slik subjektiv egenverdi (eksistensverdi) som er grunnlaget når man i litteraturen anvender begrepet egenverdi eller "intrinsic value".

Det kan argumenteres for at detaljene i en slik inndeling neppe er av avgjørende betydning for praktisk forvaltning, men det synes også klart at det går en viktig prinsipiell skillelinje mellom verdier som er økonomisk begrunnet og verdier som ikke er det (i alle fall ikke direkte). I likhet med de økonomiske verdiene kan også de ikke økonomiske verdiene ha ulike karakter. Det kan i denne sammenheng være verdt å nevne estetiske verdier og funksjonelle verdier. Funksjonelle verdier knytter seg til funksjoner innen miljøsystemer (for eksempel økosystemfunksjoner), mens estetiske verdier knytter seg direkte opp mot hvordan vi som mennesker oppfatter miljøet rundt oss. Det er her interessant å merke seg at også ulike ikke-økonomiske verdisset kan gi sprikende indikasjon på verdi. Vår oppfatning av vakre og tiltrekkende landskap endres over tid og man skal ikke så veldig langt tilbake i tid for å se at for eksempel våre norske fjell ble betraktet som stygg og nytteløs villmark. Dette var en gjennomgående internasjonal holdning i det sekstende og syttende århundre hvor for

eksempel det engelske "Lake District" kunne beskrives med ord som "dreadful falls, hideous wastes, horrid waterfalls, terrible rocks and ghastly precipices" (Thomas 1984). Dette var en tid der den formelle engelske hage ble sett på som en forbedring av naturens villskap. Også i dag vil vi kunne oppdage at viktige natur- og kulturverdier i en del sammenhenger vil oppfattes som stygge eller uinteressante ut fra manges generelle estetiske vurderinger. Eksempler knyttet til naturverdier i våtmark og sump samt bygninger i kulturminnevernet kan tjene som aktuelle eksempler i denne sammenheng.

5.4 Verdi og strategi

Mye av den eksisterende veiledningen på feltet er utviklet gjennom konkret og avgrenset forvaltning, og har skapt sine egne tradisjoner knyttet til egen virkelighet og eget lovverk. For eksempel vil vi se klare forskjeller i fagtradisjoner knyttet til kulturminnevernet og klassisk naturvern som kan forklares i ulikheter mellom lovverkene (kulturminneloven og naturvernloven). Sentralt her står kulturminnelovens automatiske fredning av en rekke ulike kulturminnetyper (blant annet alle kulturminner fra før 1537, stående byggverk fra perioden 1537 til 1649 og samiske kulturminner eldre enn 100 år). Denne loven har dannet grunnlag for behovet av en nøye vurdering og avveining av verdi som har vært annerledes enn det vi finner i naturforvaltningen. Likevel er det et stort behov for å ta stilling til enkeltobjekter og områder i begge forvaltningsregimene. Hvilke områder kan frigis fra fredning, hvilke områder bør vernes etter naturvernloven og kulturminneloven, hvilke områder bør skjermes i forbindelse med ulike inngrep og tiltak?

Det samfunnsfaglige feltet, slik dette avgrenses i veileder for arbeidet med de ulike temaene i konsekvensutredningene (Miljøverndepartementets 1994), bidrar til å øke dette mangfoldet, selv om det mangler et samlende utgangspunkt, for eksempel i form av en bestemt lov. Et antall lover eksisterer, og dermed også et antall forvaltningsregimer. Dette mangfoldet er tydelig hos Burdge (2004) som sier at dette feltet er avgrenset til å dreie seg om sosiale, kulturelle, demografiske og økonomiske konsekvenser. Verneproblematikken er så godt som fraværende (men er til stede i forhold til friluftsliv og nærmiljø). Vi finner allikevel mye streng regulering som nødvendigvis vil styre verdisettingen på det aktuelle område (for eksempel i forhold til det kommunale tjenestetilbudet eller helse).

Når konsekvenser skal veies mot hverandre, spesielt positive og negative konsekvenser i en KU, er det viktig hvordan verdivurderingen knyttet til konsekvensen kommer til uttrykk. I KU-sammenheng er det derfor et eget felt som konsentrerer seg om vekting av verdier. Hva er viktigst når verdier står mot hverandre, landskapsestetikk, biologisk mangfold, kulturminner og kulturlandskap eller jordvern?

Konsekvensutredninger er et godt eksempel på kompleksiteten i slike spørsmål, men i mange forvaltningsmessige problemstillinger kommer tilsvarende vektingsproblemer inn. Hvilke områder skal vernes etter lov og hvilke ikke? Hvorfor satses det (relativt) store beløp på skogvern i Norge, mens verneplan for kvartærgeologiske forekomster (Stortingsmelding 68, 1986) blir nedprioritert? Hvorfor er alle kulturminner på Svalbard fra før 1940 fredet? Hvorfor står ikke jordvernet sterkere? Prioriteringen er knyttet til politisk og forvaltningsmessige strategier og dette illustrerer at det er et klart skille mellom verdivurderinger og vernestrategier. Av to områder med nasjonal naturverdi kan det ene bli vernet, det andre ikke. Valget er ikke nødvendigvis basert på forskjeller i verdi, men i strategi. Området som er valgt til ikke å vernes har ikke nødvendigvis lav verdi, det passer kanskje ikke inn i gjeldende strategi. På samme måte må ikke ting med høy verdi vernes, siden beslutning om vern er en avveining mellom f. eks. verdi, behov, trusselbilde og økonomisk evne.

Verdisettingen av kulturminner og kulturmiljø, slik den fremstår i dag, har en lang og kompleks historie. Selv om man allerede tidlig på 1900-tallet opererte med ulike verdikriterier (alder, historisk verdi, kunstnerisk verdi og bruksverdi), var det aldersverdien som hadde gjennomslagskraften. Dette er nok langt på vei grunnen til at alle kulturminner fra før 1537 ble automatisk fredet ved lov i 1905. Det er nærliggende å tenke seg at dette lenge ble en sovepute for kulturminnevernet, i og med at behovet for klare verdikriterier ut over alderskriteriet ble nedprioritert. Imidlertid skapte den økende utbyggingen av landet utover på 1900-tallet behov for en rekke frigivninger. Hva som skulle frigis ble avgjort fra sak til sak, oftest uten å begrunnes med en definerte verdi eller verdikriterier. Riktig nok lå det alltid en slags prioritering bak frigivelsene eller avslagene, men avgjørelsene bar mer preg av strategi enn av en aktiv bruk av verdivurderinger. I grove trekk er dette årsaken til at bevaringskriteriene, som har blitt produsert og anvendt de siste årene, er en noe diffus blanding av verdi og strategi.

Det samme gjør seg gjeldende i forhold til jordvernet. Selv om jordloven sier at all dyrket jord som kan gi grunnlag for lønnsom drift

skal holdes i hevd, jf § 8, ser vi en nedbygging av slik jord. Dette må tolkes slik at den sterke verdisettingen som kommer til uttrykk i loven settes til side av andre hensyn som ikke er tydeliggjort på samme sterke måte som det absolutte vernekravet i loven. Her ser vi at de gjeldende verdivurderingene ikke er i overensstemmelse med den strategien som kommer til uttrykk gjennom loven.

I en konsekvensutredning er hensikten å få fram et relevant beslutningsgrunnlag i forhold til konkrete tiltak. I denne sammenheng er det viktig at slike valg synliggjøres og det er avgjørende at en skiller mellom fenomenene verdi og strategi. Strategien er viktig både i en tidlig fase av KU-prosessen, "scoping" (prioriteringen av hva som faktisk skal undersøkes uttrykt gjennom bl.a. utredningsprogrammet), og mot slutten av prosessen, konkrete avveininger og vektinger gjøres.

Den senere tid har det blitt vanlig å skille klarere mellom verdi og sårbarhet. I mange kriteriesystemer vil en finne at sårbarhet mer eller mindre klart inngår på lik linje med andre verdikriterier (tabell 5.1). Spørsmålet er om sårbarhet i seg selv er en indikasjon på verdi, eller om det snarere er en strategisk indikator som forteller noe om konsekvensen av ulike tiltak, inngrep og belastninger. For eksempel vil man se at grunnfjellsområder med liten bufferkapasitet er klassifisert som mer sårbare for sur nedbør enn kalksteinsområder. Dette betyr ikke at grunnfjellsområder har større verdi, men at naturens tålegrense i forhold til en gitt påvirkning er lavere enn i kalksteinsområdene. For videre beskrivelse av sårbarhetsbegrepet i KU-sammenheng henvises til et annet arbeidet under MI.SIPen.

5.5 Verdikriterier, natur og kultur

Ved vurdering av natur er det gjennom tidene satt opp en rekke kriterier (Moen 1973, NOU 1983b, Nilsson 1984, Erikstad 1991, Ejrnæs et al. 2005). I det tidlige naturvernarbeidet ble det lagt vekt på det spesielle og vakre. Dels ser vi et fokus på små enkeltobjekter som frittstående store og gamle trær, dels ser vi et sterkt internasjonalt fokus på opprettelse av nasjonalparker, der vakre landskap og urørthet sto sentralt i Norge har vi etter hvert fått stor oppmerksomhet rundt verdisetting av natur knyttet til utbygging og vern av store vassdrag. Selv om også det urørte og det vakre står sentralt i denne sammenheng, har også økologisk teori blitt tillagt økende vekt i naturvurderingene. Rundt 1970 ble det initiert et systematisk arbeid for vern av ulike naturtyper, og det ble brukt mange ulike kriterier for å

dekke opp ulike aspekter ved naturverdi med klare koblinger til tilsvarende arbeider i andre land, for eksempel Storbritannia (Ratcliffe 1971, 1977). I forhold til tidligere er det en klar tendens mot at forståelsen for det typiske (representativitet) og områders funksjon i naturen har økt og blitt inkludert i kriteriesettene.

Det er tydelig at med ulik fagtradisjon koblet til ulike typer verneplaner og forvaltningsregimer er det også etablert ulike fagtradisjoner knyttet til verdisetting. Dette ses ikke bare mellom grupper av fagfelt som for eksempel naturmiljø og kulturminner, men også blant ulike naturfaglige felt som geologi, botanikk og zoologi (eksempler gitt i tabell 5.1). Det er spesielle forhold knyttet til de ulike fagfelt som reflekteres i en slik fagtradisjon. For eksempel vil livsprosesser knyttet til bestandsstørrelse, dynamikk og reproduksjon vektlegges i biologiske fag, mens geologiske verdikriterier i hovedsak fanger opp naturdynamikk gjennom geologiske prosesser knyttet til erosjon, sedimentasjon og lignende. Denne spesifiseringen som her kommer til uttrykk representerer en overgang fra generell verdiforståelse og felles generelle kriterier til operative kriterier og indikatorer for enkelte fagfelt og deler av fagfelt (tabell 5.2). I den senere tid er det også lagt økende vekt på rødlistede arter i den biologiske delen av naturforvaltningen (se for eksempel DN 1999, Löfgren & Andersson 2000, Norén et al. 2002). Rødlistene angir arter som er svært sjeldne og truet eller utsatt for utryddelse. Her ligger det også en understrekning av det tidsmessig relative i verdisettingsproblematikken ved at rødlistene hele tiden må oppdateres og revideres ettersom både artskunnskap og artenes reelle status endrer seg over tid. Rødlistene er også et godt eksempel på en sammenblanding av sjeldenhet og sårbarhet slik som beskrevet innledningsvis, og de har derfor ofte et klart element av forvaltningsstrategi snarere en ren verdisetting knyttet til seg.

Når det gjelder kriterier for verdivurdering av kulturminner, har disse også endret seg i tråd med at synet på hva som er verdifullt endres over tid. I tråd med samfunnsteoretiske retninger har det vært en økt bevissthet omkring kulturminnenes tilskrevne verdi og at all verdivurdering også inneholder en grad av subjektivitet. Økt lokal og privat medvirkning er også tillagt større vekt i verdivurderinger og i valg av hvilke områder eller hva som utpekes som verdifullt. Flere forskningsprosjekt de seneste årene har hatt dette som et viktig tema (se for eksempel Bertelsen m fl 2001). En annen tendens er økt vektlegging på den helhet og landskapsmessige og naturmessige sammenhengen kulturminnene inngår i. Det er i mindre grad fokus på kulturminner som isolerte objekt. Dette har sammenheng med innføring av kulturmiljø-begrepet i kulturminneloven av 1992 og

mulighet for fredning av slike (§ 20), samt at kulturmiljøavgresninger har blitt den viktigste enheten i konsekvensutredninger.

Ut fra tabell 5.1 og tabell 5.2 ser vi at verdiforståelsen mellom de ulike fagfeltene er prinsipielt lik og at det også reflekteres i stor likhet mellom grunnleggende kriterier for de ulike fagfeltene. Særlig begreper som sjeldenhet, representativitet og mer bruksrettede kriterier som vitenskapelige, pedagogiske og allmenne opplevelsesverdier danner en felles ramme og tradisjon innen disse fagfeltene. Når slike kriterier skal gjøres operative vil normalt disse generelle felles kriteriene tilpasses det enkelte fagfeltet avhengig av den grad av fagspesifikasjon som anvendes. Delvis vil dette gi seg utslag i en kombinasjon av generelle og spesifikt detaljerte kriterier og tidvis også ved anvendelse av indikatorer relevante for gitte kriterier (tabell 5.2).

5.5.1 Verdivurderinger, samfunn

Innenfor utredning av samfunnsmessige konsekvenser ("social impact assessment") har vi ikke sett en tilsvarende systematisk listing av verdikriterier. Verken den internasjonale litteraturen eller den hjemlig veiledningen angir hvordan dette bør gjøres med utgangspunkt i det samfunnsmessige spesielt. Burdge (1998:110) påstår at å bestemme betydningen av identifiserte samfunnsmessige konsekvenser er veldig vanskelig og unngås ofte. Burdge sier ikke hvorfor dette er vanskelig, og for vår egen del kan vi også bare spekulere. Denne resignasjonen skyldes kanskje at det i liten grad er utviklet kriterier for dette på den måten vi har sett finnes i forhold til natur og kultur. Morris & Therivel (1995) sier at sosioøkonomiske konsekvensen ikke har gjenkjennbare standarder og at det ikke er noen enkel og appliserbar standard for samfunnets tilstand som den beregnede konsekvensen kan måles mot. Finsterbusch (1981) feller en enda mer direkte dom, og påstår at få har i det hele tatt jobbet seriøst med å utvikle evalueringsmetoder for samfunnsmessige konsekvenser. Resignasjonen i den internasjonale litteraturen blir nærmest total når også Taylor m fl (2004) føyer seg inn ved å understreke at bestemmelseskriterier dreier seg om menneskelige verdier, at det kan være en rekke verdier knyttet til ulike grupper personer som er relevant i enhver sak og at slike kriterier kan være vanskeligere å formulere og forsvare jo tydeligere de er utformet.

Det er også interessant å observere i norsk KU-praksis at en ren *beskrivelse* av konsekvensene på samfunnsfeltet lettere oppfattes som tilstrekkelig enn det gjøres i forhold til natur og kulturminner. Det er likevel gjort noen veldig sporadiske forsøk i deler av den

internasjonale litteraturen som handler om samfunnsmessige konsekvenser av arealbruk. Armour et. al (1981) tar utgangspunkt i individets evne til å tilpasse seg endringen og sier at betydningen av konsekvensen er avhengig av hvor sterk denne evnen er. Desto svakere den er, desto høyere er den negative betydningen av konsekvensen. Et annet kriterium er evnen og viljen til de berørte til å sette i verk noe som korrigerer den effekten det er snakk om. Desto sterkere denne evnen og/eller viljen er, desto svakere er den negative betydningen av konsekvensen. Videre skriver Armour m fl at ønskverdigheten av en konsekvens påvirker betydningen av denne.

Den mest systematiske fremstillingen av metoder for å verdisetse konsekvenser for samfunnet i litteraturen finner vi hos Finsterbusch (1981). Her nevnes 19 slike for konsekvenser av forhold som ikke omsettes på markedet, og diss deles i fem kategorier etter hvilke prinsipper de bygger på. Den første av disse er konsekvenser som kan måles på en endimensjonal skala. Som vi har sett i vår drøftelse av slike, kan man da lett sammenlikne verdi. Finsterbusch (1981) skisserer åtte overskrifter for dette som alle omfatter et større eller mindre antall metoder. Felles for de to første kategoriene er at de medfører at man oppsummerer verdivurderingene i en overordnet skåre. Fremgangsmåtene for å komme frem til denne skåren varierer mye mellom metodene. Den tredje gruppen av metoder skiller seg fra de to første ved at de ikke gjør noe forsøk på å kombinere eller slå sammen de vurderingene som gjøres av de enkelte forholdene. Den fjerde går ut på at verdissetingsoppgaven overlates til andre enn utrederen. Det dreier seg her om ulike grupper av berørte og involverte i den aktuelle beslutningsprosessen. Den femte gruppen til Finsterbusch (1981) lar være å verdsette, selv om den allikevel innebærer at konsekvenser blir tatt i betraktning.

Det som fremstår som tydelig med alle de fem gruppene til Finsterbusch (1981), er at ingen av dem har det spesielle faglige fokuset på samfunnsmessige konsekvenser. De kan alle brukes på nærmest hva som helst. Med disse metodene har vi derfor ikke kommet nærmere formålet om at kriteriene både skal kommunisere faglige perspektiver og være felles på tvers av de tre feltene natur, kultur og samfunn. Hos Armour (1981) er det kriteriene som handler om evnen til tilpasning og korrigering som kommer nærmest de kriteriene vi har funnet for natur og kultur. Men her er det veldig nærliggende å si at dette handler mer om sårbarhet enn om verdi, og at det dermed heller ikke er helt relevant i denne sammenhengen. Når det gjelder de øvrige forfatterne, som alle kommer etter Finsterbusch (1981) og Armour (1981) i tid, har vi fått demonstrert et nivå av resignasjon som er påfallende i forhold til det å verdsette

samfunnsmessige konsekvenser. Noe av årsaken til dette er at samfunnsfeltet i større grad enn de andre feltene spenner ut hele spenningsfeltet i KU-en (figur 5.2). Med et slikt utgangspunkt er det klart at man heller ikke kan finne kriterier som er felles for de tre fagfeltene natur, kultur og samfunn.

5.5.2 Subjektivitet og etterprøvbarehet

Det er allmenn enighet om at en verdivurdering alltid vil inneholde et subjektivt element, som nok må aksepteres i all verdivurdering (Bjørklund 1987). Vitenskapelig krav til reproduserbarhet kan ikke uten videre anvendes uten modifikasjon tilpasset disse dataenes natur (Erikstad 1997). Målsettingen må være at verdikriteriene ved anvendelse fungerer slik at vurderingen helst blir den samme ved gjentak. Hvis den endres, må eventuelle avvik defineres, isoleres og forstås. Dermed blir prosessen konsistent og mulig å håndtere for forvaltningen. Kriteriesettet bør derfor i størst mulig grad være internt uavhengige og etterprøvbare. Dette er ikke alltid tilfelle, for eksempel vil vitenskapelig verdi ofte være en funksjon av sjeldenhet, mangfold og eventuelt representativitet. Det gir derfor ikke uten videre mening å summere opp antall kryss eller verdipoeng i slike kriteriesett og la disse presentere en totalverdi. Normalt vil det være bedre å behandle disse typene kriteriesett gjennom subjektiv totalvurdering basert på faglig skjønn.

Et av hovedproblemene er at de færreste systemene har indre uavhengighet mellom kriteriene, noe som i utgangspunktet skaper fare for systematisk feil ved digital behandling. Vi trenger å videreutvikle kriteriene og også utvikle en forståelse for hvordan kriterier skal brukes. Vi foreslår her at kriteriene ikke er et fast rammeverk som automatisk gir faste og enkle konklusjoner, snarere et hjelpemiddel for refleksjon og en visualisering av vektlegging i verdisettingsprosessen, noe som gir større innsyn og mulighet for etterprøvbarehet. I et forsøk på å etablere intern uavhengighet mellom kriterier delte Erikstad (1997) kriteriene in i tre nivåer: primære, sekundære og egenverdi (figur 5.3). I prinsippet vil en vurdering av hvert av disse nivåene være uavhengig av hverandre og brukes til skjønnsmessig kontroll mellom nivåene, men det er et spørsmål om målet om uavhengighet mellom nivåene virkelig er oppfylt. Antakeligvis er dette nærmest uoppnåelig, så lenge vi har akseptert at det alltid vil ligge et subjektivt element i bruken av dem. Dette kan illustreres ved et enkelt eksempel knyttet til kriteriene sjeldenhet og representativitet. Disse to er tilsynelatende motstridende og uavhengige. På den annen siden ønsker vi at også utvalg av sjeldne objekter skal være representative for den spesialitet

de uttrykker. Forskjellen består i at den populasjon av områder vi kan sammenligne med, er svært liten. På den måten ser vi at sjeldenhets-kriteriet egentlig er et spesialtilfelle av representativitet når populasjonen går mot 1 (Erikstad 1997). Dette illustrerer at faglige spesifikasjoner kan påvirke bruken av aksepterte verdikriterier, og at målsettingen om gjennomsiktede verdisettingsprosedyrer også må omfatte slike forhold.

Ved i størst mulig grad å isolere og synliggjøre subjektivitet i vurderingen vil en kunne unngå å blande disse med de mer objektive kriteriene, og dermed bidra til å gjøre en eventuell diskusjon knyttet til verdi konstruktiv. I denne sammenheng er det viktig også å kunne bruke det tredje nivået, egenverdi, i verdisettingen. Dette vil åpne for et mer subjektivt uttrykk for områdenes egenverdi og vil minske faren for en skjev og subjektiv bruk av det øvrige kriteriesett (figur 5.3).

5.5.3 Større arealer, landskap og landskapsstrukturer

Mangfold er et interessant kriterium som kan brukes til å illustrere forholdet mellom verdisetting av enkeltobjekter og større områder. Mangfold i seg selv lar seg ikke måle i et punkt. Det betyr ikke at et meget lite område ikke kan være viktig for omgivelsenes diversitet. Grunnkriteriet er det samme, men bruken av det varierer med skala. Et annet eksempel er verdisetting av landskap hvor kompliserte landskapsøkologiske strukturer, økosystemprosesser og lignende samvirker med alle små objekter og forekomster som kan finnes i landskapet og som i seg selv ofte tilordnes en gitt verdi. Det er i det hele tatt et poeng at kriteriebruken kan (og bør) brukes noe ulikt avhengig av både innhold og skala. Det er her ikke snakk om å etablere en egen metodikk med et eget kriteriesett for et annet geografisk skalanivå, men om å ta det eksisterende kriteriesett i bruk i et hierarkisk system der ulike kriterier blir ulikt vektlagt på de ulike skalanivåene (figur 5.3).

Et generelt problem som knytter seg til overordnede arealvurderinger er at det er etablert svært mange ulike fagspesifikke begreper som hver for seg kan ha et meget klart og definert innhold, men som det kan være vanskelig å avgrense entydig i landskapet, særlig innenfor rammen av ordinære konsekvensutredninger. Dette gjelder også begrepene økosystem og kulturmiljø, som på hvert sitt fagfelt er sentrale begreper og relevante på landskapsnivå. Begge begrepene forholder seg noe uklart til begreper som landskap (det være seg natur- eller kulturlandskap) men er utvilsomt viktige i en detaljert analyse av landskapsverdier. Både i en konsekvensanalyse-

sammenheng og i annen arealforvaltning er det behov for klart avgrensede områder. I naturforvaltningen ser vi en tendens til en mer pragmatisk inndeling av naturtyper heller enn økosystemer, mens man for kulturminner definerer grenser for kulturmiljøer på et mer eller mindre objektivt grunnlag.

En annen sak er at landskapet, økosystemene og kulturmiljøene inneholder og representerer viktige strukturer og prosesser som i seg selv kan verdisettes. Hele poenget med å koble verdisetting av enkeltobjekter til verdisetting på landskaps-, økosystem- og kulturmiljønivå er å kunne vurdere helheter og sammenhenger i landskapet. Strukturbegrepet er særlig egnet til å beskrive slike sammenhenger og har dermed en spesiell betydning i vurdering av kulturmiljøer. Begrepet "struktur" kan være samlende for flere tema i en KU og dermed åpne for å se flere temaer i sammenheng, og å kunne foreta noen samlende landskapsvurderinger av et planområde. Særlig har dette relevans for å kunne vurdere landskaps-, naturmiljø- og kulturmiljøtemaet samlet.

Her kommer også spørsmålet om tverrfaglighet inn (se for eksempel Riksantikvaren 1993). Det blir poengtert at evaluering av kulturmiljøer forutsetter flerfaglighet og samarbeid, og at innspill fra kulturminnefag, naturfag, geografi og landskapsfag er viktige med hensyn til fastsettelsen av verdier i kulturmiljøet. Kulturmiljøbegrepet understreker den nære sammenheng mellom natur og kultur, noe som bør reflekteres i verneverdiene. Vurderinger på landskapsnivå vil naturlig nok ha et behov for å se på verdispørsmål i en videre sammenheng enn rent faglig, og det er i denne sammenheng viktig å understreke integriteten av alle verdsatte objekter i et hierarkisk system. Flere verdifulle lokaliteter i en samlende struktur i et landskap kan øke landskapets verdi betraktelig. Det øker også de enkelte elementenes verdi at de inngår i en større sammenheng (Gansum et.al. 1997). Motsatt vil ikke manglende sammenheng og struktur mellom verdifulle enkeltforekomster i et område redusere verdien av disse enkeltforekomstene. Det vil imidlertid ikke gi mening i å vurdere dem samlet. Dette er et godt eksempel på at verdisystemet som bygges opp ikke i sin natur er numerisk og uavhengig, og at en direkte summering av ulike verdielementer ikke nødvendigvis gir mening.

Et enkeltobjekt/-miljø kan ha en verdi som del av en struktur eller sammenheng, eller et miljø kan ha verdi som representant for en struktur eller sammenheng. Verdien av en struktur kan være større enn summen av enkeltelementer den inneholder, og kan derfor være med på å kvalifisere enkeltelementer for vern. Når man går inn på vern av sammenhenger vil man se at noen sammenhenger har sin verdi i et

mindre avgrenset miljø, mens andre kan vurderes i større sammenhenger eller regioner (Riksantikvaren 1993).

Det å avdekke landskapets strukturer i et tidsperspektiv er sentralt for forståelsen av et landskap og for hvorfor det fremstår slik det gjør i dag. En slik analyse tar utgangspunkt i at natur- og kulturelementenes plassering i landskapet følger et bestemt mønster eller struktur, og at dette mønsteret ikke er et resultat av tilfeldigheter, men av naturgitte eller samfunnmessige forhold. Ulike typer strukturer kan være terreng og økologiske, sosiale, funksjonelle, historiske og visuelle strukturer.

Det er viktig å merke seg at på samme måte som vist i eksempel-vurderingen av sammenhengen mellom sjeldenhet og representativitet vil de faglige valg knyttet til f. eks. faglig inndeling ha stor betydning på verdisettingen, kanskje større enn selve verdikriteriesett som anvendes. For å sikre kravet om etterprøvnbarhet er det derfor viktig å dokumentere slike valg, slik at vi får en gjennomiktig verdisettingsprosedyre gjennom systematisk felles kriteriebruk.

5.6 Standardisert beskrivelse av verdi

Verdisetting har den betydning at den gjør områder og objekter vurdert ut fra ikke-sammenlignbare fagfelt sammenlignbare. I forbindelse med KU har dette en stor betydning, fordi det representerer et sentralt verktøy for vurdering av tverrfaglig konsekvens. Det er videre et avgjørende moment knyttet til vektig og prioritering av alternativer samt utforming av avbøtende tiltak.

En slik sammenligning kan utnyttes til enkel visualisering av svært kompliserte vurderinger (figur 5.4). Det er også et klart behov for å etablere måleskalaer slik at det er mulig med mer standardiserte beskrivelser av verdi. Det er også viktig at verdivurderingene har en kobling til tradisjonene fra øvrig arealplanlegging og vern og fredning av spesielle områder etter særlov. Dette vil sikre en logisk sammenheng mellom all verdisetting og markere at verdiforståelse og generelle verdikriterier faktisk er utviklet og har sin dokumentasjonslitteratur innen disse feltene.

Ulike skalaer er brukt i ulike sammenhenger, noe som kan føre til forvirring. En skala som ofte brukes i forbindelse med både kultur og naturmiljøets verdier er:

- Internasjonal verdi
- nasjonal verdi

- regional verdi
- lokal verdi

Et problem med skalaen er at det i ulike fagfelt kan være tvetydig om man snakker om en verdiskala eller om en geografisk influensskala. Særlig i forhold til dyrepopulasjoner og vandringsområder vil ofte størrelsen på aktuelt område reflekteres i disse begrepene. Som ren verdiskala er imidlertid begrepene mer knyttet opp til ansvarsforhold og forvaltningsregimer. Skalaen har sin bakgrunn i verdivurderinger knyttet til områder vurdert til vern etter naturvernloven og kulturminneloven. De tre høyeste kategoriene er av relevans for vern etter kulturminneloven og naturvernloven. Lokal verdi er en kategori som gjerne henvises til i kommuners planarbeid.

Det kan være problematisk å bruke denne skalaen i en KU-sammenheng, da det er vanskelig å differensiere natur og kulturverdier på et lavere nivå. I enkelte sammenhenger er dette søkt løst ved å dele gruppen lokal verdi i to, høy lokal verdi og generell verdi (Erikstad m fl 1998)

I KU-sammenheng er det også vanlig å dele inn i (Statens vegvesen 1995)

- stor verdi
- middels verdi
- liten verdi

I en del sammenhenger brukes disse betegnelsene synonymt med begrepene internasjonal, nasjonal, regional og lokal verdi. Et problem her er at disse to skalaene ikke er paralleller (lokal verdi betegner relativt høy verdi, mens begrepet liten verdi normalt vil oppfattes som betydelig lavere). Selve begrepet "liten verdi" er i seg selv problematisk på to måter:

- Verdivurderinger vil normalt være begrenset både faglig og geografisk. Når betegnelsen gis på et område vil det ofte ikke være grunnlag for konklusjonen, særlig fordi "liten verdi" ofte oppfattes som "ingen verdi", mens realiteten ofte er at en ikke har registrert områder med spesiell verdi.
- Alle naturområder har verdi på like linje med at alle landskap innehar en kulturhistorisk verdi, og de har verdi som en del av en helhet selv om det ikke registrerer enkeltelementer med

særlig høy verdi. Begrepet "liten verdi" er derfor uheldig.

Denne siste skalaen lar seg imidlertid også bruke på samfunnsmessige forhold, slik at den legger til rette for sammenlikning på tvers av fagfeltene.

Det finnes også andre verdiskalaer i form av ulike kombinasjoner av bokstaver, stjerner og lignende (figur 5.5). Det er et klart behov for samordning av de ulike verdiskalasytemene slik at det blir lettere å samordne og forstå verdisettingsarbeid på tvers av forvaltningsområder. For å dekke behovet til konsekvensutredninger og arealplanlegging, der en vil ønske en verdisetting i lavere klasser enn det som normalt dekkes opp av spesiallovgeving (som naturvernloven og kulturminneloven), er det behov for å utvide skalaen i området med lavest verdi (slik som indikert i figur 5.5). De mest brukte måleskalaene knyttet til vern dekker knapt verdier som kan sies å dreie seg om "hverdagslandskap", mens den mest brukte verdiskalaen for KU har en stor sekkepost, lav verdi. Denne sekkeposten inneholder også områder som lokalt er svært viktige selv om navnet indikerer at verdien er lav. Selv om verdien ofte ikke er stor nok til å stoppe et tiltak, vil justeringer av tiltaksplaner og avbøtende tiltak kunne resultere i store miljøforbedringer. En samordning av de ulike verdiskalaene og vurderingsbehovene kan lett slås sammen i en skala. Et eksempel på et slikt system er foreslått i figur 5.5.

Det er en løpende debatt om også verdisetting av immaterielle verdier bør konverteres i en pengeskala. En ting er hvilken verdi noe får, noe annet er hvilket verdisystem som brukes for å angi verdien. Ofte blir denne distinksjonen likevel ikke anerkjent, for eksempel ved anvendelsen av uttrykket: "dette kan ikke måles i penger". Det standpunktet at man ikke ønsker å måle bestemte verdier i penger er for eksempel innarbeidet i Vegvesenets veileder (Håndbok 140, Statens vegvesen 1995), som også angir at andre konsekvenser får en verdisetting i kroner.

En pengeskala er i seg selv ikke prinsipielt annerledes enn andre skalaer for formidling av en verdisetting, men som de andre skalaene har den både fordeler og ulemper. Penger er en nærliggende måleenhet i forhold til en rekke konsekvensområder som allerede relaterer seg til markeder eller offentlige budsjetter, som for eksempel kjøretid, turisme eller helsemessige forhold. I det siste tilfelle er det vel slik at det er nærliggende å verdsette dette også på andre måter enn med penger.

Fordelen med penger som målestANDARD er at man får et uttrykk for verdi som det er lettere for mange å forholde seg til enn mer fagspesifikke måter å kommunisere verdi på. De er dermed også enklere å problematisere, ved at det er lettere å forholde seg til hvordan man opplever verdisettingen, uten å nødvendigvis ha forstått alle de faglige føringene som ligger til grunn. I tillegg er det mulig å sammenlikne de konsekvensene som verdsettes mer direkte og regne ut forholdet mellom nytten og kostnaden. I dette siste ligger også en av de problematiske sidene ved bruk av penger som uttrykk for verdisetting, nemlig at det blir lagt sterke føringar på de som skal fatte en beslutning om utbygging. En annen ulempe med penger som verdisetting er at så lenge man bare er innstilt på å bruke det i forhold til enkelte konsekvenser, må man senere vurdere denne verdisettingen opp mot andre former for verdisetting. En tilnærming til dette er angitt i vegvesenets håndbok 140 (Statens Vegvesen 1995).

På kulturminnefeltet og innen naturforvaltningen ser man det som problematisk å vurdere opplevelsesverdi, symbol, identitet, estetikk og lignende i forhold til penger. Dette har sin hovedårsak i at pengeskalaen er en lineær skala som direkte relaterer seg til andre verdier, mens de øvrige verdiskalaene ikke nødvendigvis er lineære, og dermed i større grad representerer nivåer av behov for hensyntagen og eventuelt vern. I denne sammenheng kan man si at verdisettingen setter opp generelle beskrankninger og at den ikke danner direkte grunnlag for kost-nytte-analyser i en numerisk forståelse av ordet. Videre reiser det seg et generelt spørsmål om forrenting og nedskrivning av en gitt pengeverdi som ikke uten videre oppfattes som meningsfull når verdien som omtales kobles til et behov for å sikre den for en ubestemt framtid og for fremtidige generasjoner.

En kjent metode som gjerne brukes som alternativ til ekspertenes verdisetting, er å spørre de berørte om hvor villige der er til å betale for å unngå bestemte konsekvenser (Navrud 1996). Slik betalingsvillighet kan også inngå i en kost-nytte-analyse. Det er viktig å understreke at slike undersøkelser kan være meget interessante, men at de fokusere på andre deler av verdielementet enn den kriteriebaserte verdianalysen som behandles i denne artikkelen. Man kan for eksempel ikke vente et entydig svar knyttet til ulike nivåer av verdi og heller ikke til verdien for generelle kulturelle forhold som for eksempel verdi for vitenskap eller høyere utdanning. Undersøkelsen vil derimot kunne fungere som viktig supplement for å sikre lokal innflytelse i KU-prosessen. Den kan også forklare lokal verdiforankring i et videre perspektiv.

5.7 Konklusjon

I KU-sammenheng er verdisetting avgjørende for å kunne bestemme et tiltaks konsekvens, for å kunne sammenligne områder med ulikt innhold og vurdert i ulik fagsammenheng, og som grunnlag for vekting og prioritering. Vi har sett at det finnes en rekke felles kriterier for verdisetting av konsekvens for natur og kultur som bygger på en felles verdiforståelse. Det har imidlertid ikke vært mulig å anvende de samme kriteriene på samfunnsområdet. For natur og kultur har vi vist hvordan fremstilling av verdi ved hjelp av standardiserte måleskalaer bidrar til faglig syntese og gir mulighet for mer gjennom-siktige vurderingsprosedyrer. Det er også blitt tydelig at jo mer enhetlig verdivurderingene er på tvers av fagfeltene, jo enklere er det å overføre disse vurderingene til de samme standardiserte måleskalaer.

Vi ser altså at det i stor utstrekning er mulig å utvikle felles kriteriesett for verdisetting av konsekvenser for natur og kultur, men at det på samfunnsområdet både har vært vanskelig å tenke seg og ikke mulig å finne kriterier i litteraturen som sammenfaller med dem vi har funnet for natur og kultur. Vi tror dette skyldes at natur- og kulturtemaet oftest fokuserer på de negative virkninger av arealbruk. Dermed utvikler man et bevaringsorientert kriteriesett. Samfunnsområdet er bredere og tar opp i seg hele spenningsfeltet mellom tiltakets begrunnelse, med de positive effektene dette har, og de negative miljøkonsekvensene. Dette er også koblet til det grunnleggende skillet mellom økonomiske og ikke-økonomiske (prissatte) verdier. I det videre arbeidet med felles kriteriesett bør derfor samfunnstemaet splittes opp slik at man forfølger perspektiver og kriterier langs de to aksene bevaring og utvikling (figur 5.2) separat, og ikke forvente at det finnes helhetsperspektiver som favner begge.

Verdisetting inneholder en viss grad av subjektivitet som skaper problemer for numeriske evalueringsmetoder. Det er behov for åpne felles kriterier som fremmer diskusjon og forståelse. Felles kriteriegrunnlag eksisterer i stor grad allerede, men kompliseres av at ulik forvaltnings- og fagtradisjon i liten grad publiseres og diskuteres i videre kretser. Vår gjennomgang viser muligheten for å samle verdisettingsmetodikk fra ulike fagfelt i et hierarkisk system for økt sammenligning og gjennomsiktighet.

Mye av den verdisettingstradisjon som er beskrevet i litteraturen er knyttet til vurdering av særlig verdifulle objekter med tanke på vern eller fredning. I en konsekvensutredning behandles hele landskapet på en helt annen måte, og med spesiell tanke på tilpasning av tiltaksplaner og avbøtende tiltak er det et behov for å utvide verdiskalaen

sammenlignet med det som er vanlig praksis i dag. Vi har foreslått en felles verdiskala som kan bidra til å lette kommunikasjonen mellom ulike fagfelt og forvaltningsområder.

Verdiforståelse utvikler seg over tid. Det samme gjelder kunnskapsnivå. Denne kombinasjonen gjør det nødvendig å holde verdisettingsdebatten levende. Behovet for dette øker med økende bruk av automatisk databasemodellering, digitale kartanalysemetoder og lignende. Hvis verdidebatten ikke er levende, vil automatisk metodikk fort kunne gi villedende og skjeve resultater.

Litteratur

- Armour, A., Bowron, B., Miller, E. & and Miloff, M. 1981. A Framework for Community Impact Assessment. I Finsterbusch, K. & Wolf, C. P. (red.,) Methodology of Social Impact Assessment, Hutchinson Ross Publishing, Stroudsburg, PA.
- Beckerman, W. & Pasek, J. 2001. Justice, Posterity, and the Environment. Oxford University Press, Oxford
- Belshaw, C. 2001. Environmental Philosophy: Reason, Nature and Human Concern. Acumen, Chesham.
- Bertelsen, R., Hansen, L.-I., Olsen, B. 2001. Mellom tradisjon og modernitet: Vern av kulturminner i Nord-Norge. I Skar, B. (red): Kulturminner og miljø. Forskning i grenseland mellom natur og kultur.
- Bjørklund, G., 1977, Natur vid Nedre Dalälven. Geovetenskapligt inriktad undersökning.: Statens Naturvårdsverk PM 1319.

- Burdge, R. 1998. A Conceptual Approach to Social Impact Assessment. Social Ecology Press.
- Burdge R. & co. 2004. The Concepts, Process and Methods of Social Impact Assessment. Social Ecology Press, Middleton, WI.
- Clemmensen, K.B. 2002. Naturkvalitet – fra begrep til værdisætningssystem. Botanisk Institut, Københavns Universitet.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13: 1-238.
- Ejrnæs, R., Stabbetorp, O., Bratli, H., Liira, J., Aude, E., Nygaard, B. & Poulsen, R. S. 2005. The values of habitats for conservation. – Concepts, methods and applications. – Temanord 2005: 519:1-78.
- Erikstad, L. 1991. Kvartærgeologisk verneverdige områder. NINA-utredning 26: 1-61.
- Erikstad, L. 1997. Geofaglig landskapsanalyse. I Erikstad, L & Jonsson, B (red.): NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Landskapsøkologi. Sluttrapport. NINA Temahefte 7: 43-49.
- Erikstad, L., Reitan, O., Sloreid, S. E. & Stabbetorp, O. E. 1998. Kartlegging av naturtyper og verdifull og sårbar natur ved Sundvollen i Hole kommune. NINA Oppdragsmelding 540: 1-40
- Erikstad, L., Reitan, O., Stabbetorp, O. E. & Ytrehorn, O. 1999. Ringeriksbanen - en landskapsøkologisk analyse av konsekvensene for ulike traséer gjennom Hole og Ringerike kommuner. NINA Oppdragsmelding 606: 1-44.
- Finsterbusch, K. 1981. A survey of methods for evaluating social impacts. I Finsterbusch, K. & Wolf, C. P. (red.) Methodology of Social Impact Assessment, Hutchinson Ross Publishing, Stroudsburg, PA.
- Fylkesmannen i Hedmark, 1986, Utkast til verneplan for kvartærgeologiske forekomster og områder i Hedmark.

- Gansum, T., Jerpåsen, G. B., Keller, C. 1997. Arkeologisk landskapsanalyse med visuelle metoder. *AmS-Varia* 28, Stavanger.
- Gonggrijp, G. P., and Boekschoten, G. J., 1981, Earth science conservation: No science without conservation. I van Loon, A. J. (red.), *Quaternary geology: a farewell to A. J. Wiggers: Geologie en Mijnbouw*, v. 60, p. 433-445.
- Grey, M. 2004. *Geodiversity – valuing and conserving the abiotic nature*. Wiley, Chichester.
- Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. Siste Sjanse, Oslo.
- ICOMOS New Zealand. 1992. Charter for the Conservation of Places of Cultural Heritage Value. Internett: http://www.icomos.org/docs/nz_92charter.html.
- Jøsang, O., 1980, Landsoversikt over verneverdige naturtyper og forekomster innen geologi og geomorfologi. II. Spesiell del. Miljøverndepartementet, Upublisert, p. 1-122.
- Löfgren, R. & Andersson, L. 2000. Sydsvenska lövskogar och andra lövbärande marker. Naturvårdsverket Rapport 5081.
- Miljøverndepartementet 1994. Konsekvensutredninger. Veileder i plan- og bygningslovens bestemmelser. T-1015 og T-1177.
- Moen, A. 1973. Norwegian national plan for mire nature reserves. *Norsk geogr. Tidsskr.* 27: 173-193.
- Morris, P. & Therivel, R. 1995. *Methods of Environmental Impact Assessment*. UCL Press.
- Navrud, S. 1996. Vannkraftutbygging i Sauda. KU-bulletin nr. 1 1996.
- Nilsson, C. 1984. Criteria for the biological evaluation of the natural environment from a conservation viewpoint. Naturvårdsverket rapport, SNV PM 1881: 1-55.
- Norén, M., Nitare, J., Larsson, A., Hultgren, B. & Bergengren, I. 2002. *Handbok för inventering av nyckelbiotoper*. Skogstyrelsen, Jönköping.

- Norton, B. 1988. Commodity amenity, and morality: the limits of quantification in valuing biodiversity. I Wilson, E. O. (red), Biodiversity, National Academy Press, Washington DC, 200-205.
- NOU 1983a. Kulturminner og vassdragsvern. Norges offentlige utredninger 1983: 43: 21-31.
- NOU 1983b. Naturfaglige verdier og vassdragsvern. Norges offentlige utredninger 1983: 42: 1-376.
- Næss, A. 1973. The shallow and the deep, long-range ecology movement. *Inquiry* 16: 95-100.
- Papadakis, E. 2000. Environmental values and political action. *Journal of Sociology* 36(1): 81-97.
- Porsmose, E. 2003. Kulturlandskapet - definition, bevaringsideologi og –politikk. I: Kulturmiljø - mellom forskning og politisk praksis, Museum Tusculanums Forlag, København Universitet, s. 73-83.
- Ratcliffe, D. A. 1971. Criteria for the Selection of Natural Reserves. *The Adv. of Sci.* 27: 1-24.
- Ratcliffe, D. A. 1977. A nature conservation review. The selection of biological sites of national importance to conservation in Britain. Cambridge University Press, London.
- Riegel, A. 1903. Der Moderne Denkmalkultus. Opptrykk i "Gesammelte Aufsätze". Augsburg/Wien, (1929, s. 144-193).
- Riksantikvaren. 2000. Alle tiders kulturminner. Oslo.
- Riksantikvaren. 2003. Rettleiar. Kulturminner og kulturmiljø i konsekvensutgreiingar. Riksantikvarens rapportar 31.Oslo.
- Riksantikvaren. 1993. Nasjonale verdier og vern av kulturmiljøer. Riksantikvarens notater 1–1993. Oslo.
- Risbøl, O. 2000. Kulturminner og kulturmiljø i Gråfjell, Regionfelt Østlandet, Åmot kommune i Hedmark. Arkeologiske registreringer 1999, fase 1. NIKU Oppdragsmelding 093. Oslo.

- Rudberg, S., and Sundborg, Å. 1975. Vattendragen i norra Norrland. Geovetenskapliga naturvärden. Rapport, Naturgeogr. Inst. Uppsala.
- Sharples, C. 1993 A Methodology for the Identification of significant Landforms and Geological Sites for Geoconservation Purposes. Forestry Commission, Tasmania
- Sollid, J. L., and Sørbel, L., 1981, Kvartærgeologisk verneverdige områder i Midt-Norge: Miljøverndepartementet Rapport, v. T-524, p. 1-207.
- Statens vegvesen. 1995. Konsekvensanalyser. Håndbok-140. Del II a, Metodikk for vurdering av ikke prissatte konsekvenser. Oslo.
- Stortingsmelding 68 (1980-81). Om vern av norsk natur. Miljøverndepartementet.
- Stortingsmelding 12 (2001-02). Rent og rikt hav. Fiskeridepartementet.
- Taylor, C. N. & Bryan, C. H. & Goodrich, C. G. 2004. Social Assessment. Theory, Process and Techniques. Social Ecology Press
- Thomas, K 1984. Man and the Natural World: Changing Attitudes in England 1500-1800. Oxford University Press, Oxford
- Ulfstedt, A. C., and Melander, O., 1974, Värderingsproblem beträffande två geomorfologiskt inventerade områden.: UNGI.
- Wilson, C. (red) 1994. Earth Heritage Conservation. Geological society London & Open University, Milton Keynes.

Tabell 5.1 Øverst (a, 1-9): Ulike kriteriesett benyttet i forbindelse med verdivurdering av kulturminner. Nederst (b, 10-22): Ulike vurderingskriterier brukt i ulike naturfaglige sammenhenger fra (10) England, (11) Nederland, (12, 16, 17, 18, 21) Norge, (13, 14, 6, 19, 22) Sverige og (20) Danmark. Opplysninger hentet fra 1: Riegel (1903), 2: NOU (1983a), 3: Risbøl et al. (2000), 4: Riksantikvaren (2000), 5: Riksantikvaren (2003), 6: Riksantikvaren (1993), 7: ICOMOS New Zealand 1992, 8: Porsmose 2003, 9: Statens Vegvesen (1995), 10: Rattcliffe (1977), 11: Gonggrijp & Boekschoten (1981), 12: NOU (1983b), 13: Ulfstedt & Melander (1974), 14: Rudberg & Sundborg (1975), 15: Bjørklund (1977), 16: Sollid & Sørbel 1981, 17: Fylkesmannen i Hedmark 1986, 18: Jøsang 1980, 19: Nilsson (1984), 20: Clemmensen (2002), 21: Haugset et al. (1996), 22: Löfgren & Andersson (2000).

Tabell 1a	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Aldersverdi	x					x			x
Historisk verdi	x		x					x	
Kunstnerisk verdi	x			x					x
Bruksverdi/økonomi	x	x		x	x	x			x
Opplevelse		x	x	x	x	x		x	x
Vitenskapelig/kunnskap		x	x		x	x	x		x
Forskningstradisjon i		x							
Juridisk interesse		x					x		
Håndverk/teknikk/stilhistorisk		x	x						x
Tilstand		x	x	x				x	
Pedagogisk verdi		x	x			x			x
Symbolverdi/identitet			x	x		x	x		x
Autentisitet			x	x		x		x	x
Tilgjengelighet		x							
Estetisk						x		x	
Typiskhet/representativitet		x	x	x		x		x	x
Sjeldenhet		x	x	x		x		x	x
Mangfold/variasjon		x	x	x		x	x		x
Homogenitet			x			x			x
Struktur			x	x		x			x
Økologi				x				x	
Sammenheng/miljø				x		x			x
Sosiale forhold				x				x	x
Egenverdi							x		x
Kontinuitet							x		
Tidsbilde						x			x
Tidsdybde						x		x	x

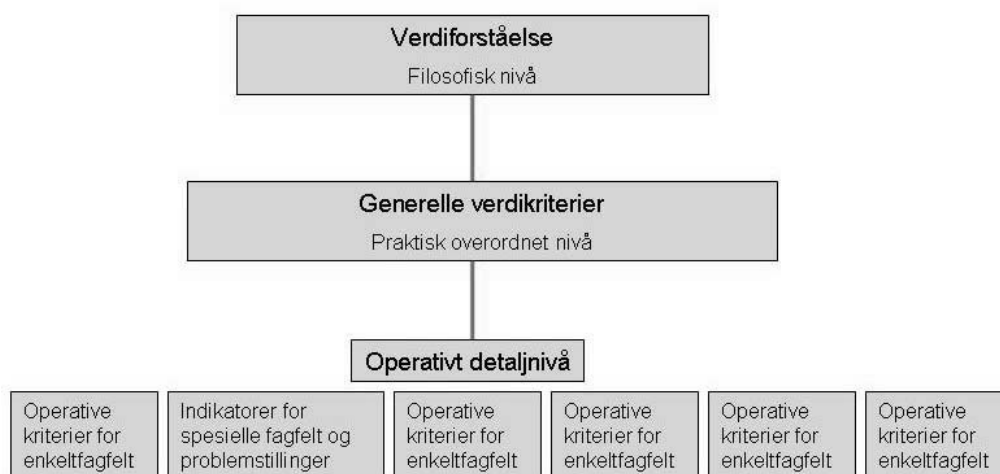
Tahell 1h	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Størrelse	x									x	x	x	x
Manifold/variasion	x	x	x							x	x	x	x
Uherørthet	x		x			x				x	x	x	
Sieldenhet	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x
Sårbarhet	x		x			x							
Renrepresentativitet	x		x		x			x		x	x		x
Historisk	x		x										x
Del av større enhet	x		x										
Potensiell verdi	x												
Egenverdi	x												
Utforming		x	x	x	x	x	x	x					
Vitenskapelig		x	x	x			x		x	x			x
Pedagogisk		x	x			x	x		x	x			x
Prosesser nå			x										
Referanse			x										
Klassisk lokalitet			x							x			x
Nøkkelområde			x										
Mangesidighet					x	x							
Betvolding for					x	x	x	x					
Sammenhengende								x					
Kronologi								x					
Truehet									x				
Kvalitet/skjønnhet									x				x
Landskapsøkolog.											x	x	x
Funksjon										x			
Produktivitet												x	
Rekreasjon/friluftsliv													x
Genetiske ressurser										x			x
Potensiale for										x			x
Unikt område													x
Originalitet											x		
Villhet											x		x
Kontinuitet											x		
Autentisitet											x		
Alder												x	x
Død ved												x	x
Store trær													x
Forekomst av												x	x
Identitet													x

Tabell 5.2 De generelle hovedkriteriene gruppert etter primær og sekundære kriterier samt egenverdi. Tabellen viser eksempler på forholdet mellom de generelle kriteriene og brukte operative kriterier fra ulike fagfelt og spesielle kriterier og indikatorer for mer avgrenset bruk (se figur 5. 1) og deres forhold til utvalgte kriterier og indikatorer for spesielle fagfelt. Tabellen representerer overgangen mellom de to nederste nivåene i figur 5.1.

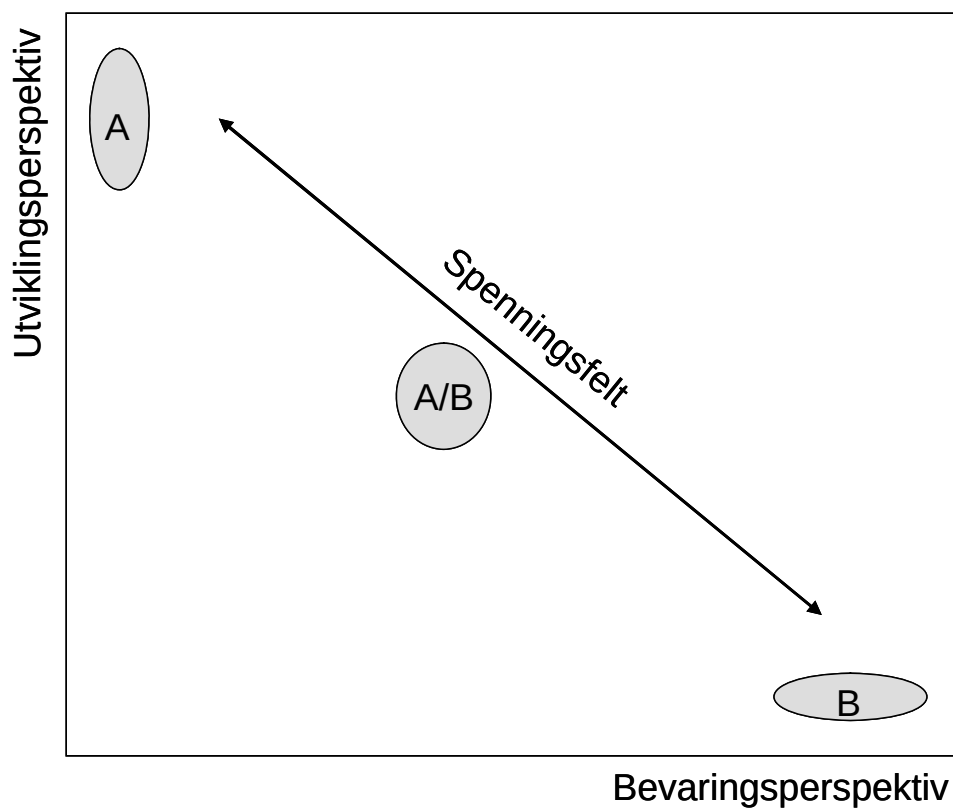
Generelle kriterier	Operative kriterier/indikatorer	Spesielle begreper
1. Primærkriterier		
Sjeldenhet	Unik Utkant av forekomstområde Alder	Spesielle kategorier i rødlistene (artsbiologi) Første, største, lengste, høyeste....
Representativitet		Typiskhet
Mangfold	Indre mangfold (stor variasjon innen området) Ytre mangfold (viktig for mangfold i et større område)	Mangesidighet, Variasjon
Funksjon (del av system)	Kronologi (stratigrafisk – geologisk – arkeologisk) Tidsdybde (kulturhistorisk) Tidskontinuitet (vegetasjon) evt målt ved mengde død ved / indikatorarter i skog Viktig spredningskorridor (landskapsøkologi, vilt)	Struktur, Homogenitet Mengde død ved i skog Indikatorarter
Überørthet	Tidsbilde (Kulturminner) Autentisitet	
2. Sekundærkriterier		
Vitenskapelig verdi:	Forskningspotensial Klassisk lokalitet Nøkkelområde for vitenskapelig forståelse Faghistorisk dokumentasjon Historisk verdi Forskningstradisjon Sosiale forhold	Kunnskapsbetydning Betydning for tolking Referanse
Undervisningsverdier	Tilstand, utforming (geomorfologi, kulturminne) Instruktiv lokalitet Tilgjengelighet Faktisk undervisningsbruk	

Allmenne verdier	Urørt natur Viktig landskapselement Del i flerfaglig sammenheng Opplevelse Rekreasjon	Villmark Økologiske forhold (for kulturtema), Kulturhistoriske forhold) for naturtema)
3. <i>Egenverdi/Eksistensverdi</i> <i>Spesielle subjektive vurderinger</i>	Symbolverdi Identitet Kunstnerisk verdi Estetisk verdi	Plass for subjektive vurderinger samt særlige forhold som påvirker verdisettingen. Viktig å få slike spesifisert og ikke gjemt bort mellom de mer objektive kriteriene

Figur 5.1 Tre hovednivåer i verdsetting slik de blir beskrevet i artikkelen



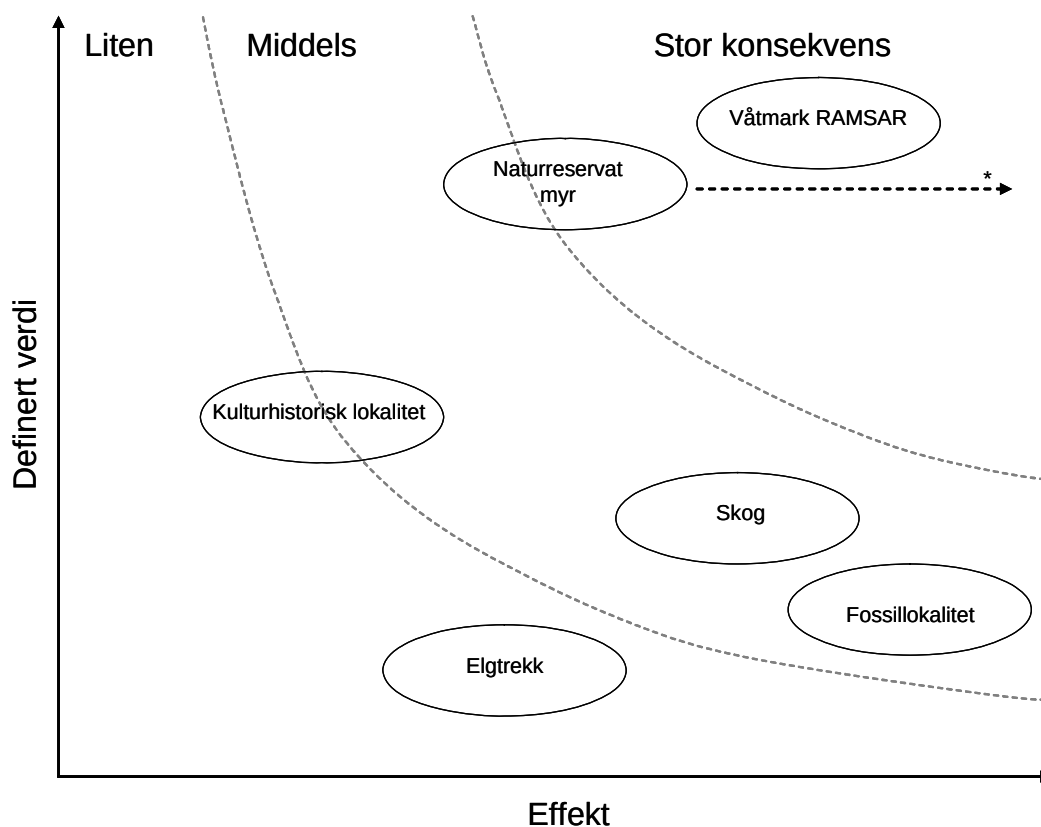
Figur 5.2 De to ulike dimensjonene, bevaringsperspektivet og utviklingsperspektivet innen samfunnsfeltet i KU. I figuren kan A være nye arbeidsplasser eller sikker trafikk på nye veier, mens B kan være viktige lekeområder for barn eller viktige rekreasjonsområder, mens A/B vil kunne være tusristerprodukter i naturbasert turisme. Figuren illustrerer at dette feltet tar opp i seg hele spenningsfeltet i en KU og at helhetlige kriterier derfor ikke blir sammenlignbare med feltene naturmiljø og kulturminner som i hovedsak spenner ut bevaringsperspektivet i mer rendyrket form.



Figur 5.3 Viktige dimensjoner i verdsetting i KU illustrert ved en faksimile av utfylt skjema i en konkret KU (Erikstad m.fl. 1999). Kriteriene er delt i primærkriterier og sekundærkriterier samt egenverdi i ulike kolonner. Primærkriterier og sekundærkriterier er angitt i to nivåer (stor og liten x). Egenverdi er spesifisert i hvert enkelt tilfelle. Sumverdien er utreders konklusjon på verdsettingen for hvert enkelt element. Legg også merke til at tabellen skiller mellom enkeltelementer og større landskap, landskapsstrukturer og prosesser.

		P					S									Egen	Sum	
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9			
Større landskap og overordnede landskapsøkologiske prosesser	Krokskogen													X		A	Region-/Nasjonal	
	Krokskoglia m. Stup og ur	X	x	X	X	x	x	x			x	x	X	X	X	A	Region-/Nasjonal	
	Cuestalandskapet	x	x	X	x			x		x	x	x	x	X	X	B	Regional	
	Elvelandskapet v. Storelva			X	X	X		X		x	x	X	x	x	X	X	C	Regional
	Tyrfjordens våtmarkssystem	x	x	X	X		X	X	x	X	x	x	x	x	X		C	Internasjonal
	Kroksund fugletrekk	x		X	X		X		x	X	x	x			x	x	C	Nasjonal
	Storelva m. Busund	x		X	X		X			X	x				x	x	C	Nasjon-/ regional
	Edelløvskogene i Krokskoglia	X		x								x						Lokal
	Nes	X		X			X	x			x		x					Region-/ lokal
	Dronningveien		x		x		x	x				x	x					Lokal
Spesielle lokaliteter langs de ulike traséene	Einer ved Åsa	X						x									Lokal	
	Foss ved Kjerratn	x												x	x		E	Lokal
	Stubdal gård	x					x				x	x					Lokal	
	Kulturlandsk. Åsa m. elgomr.				x	x								x	x	x	D	Lokal
	Områder rundt Ultvedtjern	x		x	x		x	x			x			x		x	Regional	
	Elvebanker ved Randselva	x	x	x		x	x				x				x	x	Lokal	
	Fossilokalitet ved Rudstangen	x							X				x				Lokal	
	Gråor/heggesk. v. Rudstangen	x				x	x										Lokal	
	Hyttetomt Hammaren/Rudst.	x					x				x	x			x		E	Regional
	Rudsødegård	X				x	x				x						Lokal	
	Gjesvalåsen - stupene	X					x				x				x		Nasjonal	
	Bymoens sørside	x	x	X	x	x	x		x	x	x	x		x	x		Lokal/ regional	
	Sandmoer i nordvest	x	x		x		x				x	x			x		Lokal	
	Elvebanker i Storelva	x	x	x	x		x	x			x	x			x	x	C	Lokal/ regional
	Raviner og skredgroper	x	x	x		x	x				x	x			x		Lokal	
	Kulturlandsk. Rundt	x						x				x	x		x		Regional (stedvis)	
		Steinsletta																
	Lamyra utenfor reservatet			X	X			x				x	x		x			Lokal
Elgbeite i sørvest																D		
Primærkriterier: 1 Sjeldenhet; 2 Representativitet; 3 Mangfold; 4 Funksjon (del av et system); 5 Überørthet.																		
Sekundærkriterier: 1 Forskningspotensiale; 2 Klassisk lokalitet; 3 Nøkkelområde for vitenskapelig forståelse; 4 Naturhistorisk dokumentasjon; 5 Instruktiv lokalitet; 6 Tilgjengelighet; 7 Überørt natur; 8 Viktig landskapselement; 9 Del i flerfaglig sammenheng.																		
Egenverdi: A Viktig sammenhengende naturområde tilhørende Osloomarka; B Særpreget og variert landskap; C Tilhører Tyrfjordens våtmarkssystem med særlig viktige funksjoner for fuglelivet; D Viktige beiteområder for storvilt; E Området har også kulturhistorisk interesse.																		

Figur 5.4 Verdssetting gir mulighet for å sammenligne over faggrenser. Her i et skjema som indikerer nivå av negativ konsekvens. Skjemaet gir mulighet til å visualiser usikkerhet, samt betydningen av forutsetninger i vurderingene og avbøtende tiltak ved å justere posisjon langs x-aksen (se stiplet linje fra skogreservat). Modifisert etter Erikstad 1997



Figur 5.5 *Ulike verdiskalaer som er anvendt i ulike sammenhenger. Nederst forslag til ny skala som svarer på behovet for økt spesifisering i nedre del av skalaen.*

Håndbok 140	-----Høy-----/-----Middels-----
/-----Lav-----	
Verneplan vassdrag	-----***-----/-----**-----/-----*-----/
DN håndbok, Biologisk mangfold	-----A-----/-----B-----/
Verneplan- registreringer	--Internasjonal-/-----Nasjonal-----/-----Regional-----/-----Lokal-----/
Forslag:	Høy verdi (H1) / Høy verdi (H2) / Høy verdi (H3) / Middels verdi (M) / Høy lokal verdi (HL) / Generell verdi (G) / Ikke påvist verdi (I)

6 KU – et egnet verktøy i gjennomføringen av EUs rammedirektiv for vann?

Jan Sørensen, NIVA, Torbjørn Østdahl, NINA, Cristina Guerreiro, NILU og John Rune Selvik, NIVA.

EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet) trådte i kraft 22. desember 2000 og skal i henhold til EØS-avtalen innføres i det norske lovverket. Hovedformålet med vanndirektivet er å beskytte og, om nødvendig, forbedre kvaliteten av ferskvann, kystvann og grunnvann, og sikre en bærekraftig bruk av vannforekomstene. De svært høye miljømålene i direktivet vil sette rammer for de fleste aktiviteter og tiltak som er knyttet til vann. Konsekvensutredninger(KU) kan i den sammenheng være et nyttig verktøy for å klargjøre virkningene av større tiltak og bidra til at tiltakene lokaliseres og utformes på en måte som fremmer en bærekraftig bruk av vannforekomstene. I denne artikkelen har vi sett nærmere på om dagens KU-system er i samsvar med prinsippene og kravene i vanndirektivet og eventuelle behov for tilpasninger eller forbedringer. Vi har spesielt tatt for oss meldingsfasen hvor premisser og innhold i KU blir fastsatt. En tidligere artikkel omkring temaet (Sørensen m.fl. 2003) er publisert i tidsskriftet PLAN nr. 5/2003.

6.1 Innledning

EUs rammedirektiv for vann (2000/60EF) danner en overbygning over de øvrige 20 EU-direktiver som omhandler vann og gir føringer om en helhetlig vannforvaltning for det europeiske felleskap og i det enkelte land. Norge er gjennom EØS-avtalen forpliktet til å implementere direktivet på lik linje med medlemslandene.

Direktivet legger opp til en helhetlig forvaltning av nedbørfelt. Dette vil innebære en betydelig reform innen vannforvaltningen i Norge som i dag er spredt mellom en rekke departementer, direktorater og administrative nivåer (fylkesmannen, kommunen).

Hovedformålet med vanndirektivet er å beskytte og, om nødvendig, forbedre kvaliteten på ferskvann, kystvann og grunnvann, og sikre en bærekraftig bruk av vannforekomstene. Direktivet inneholder svært ambisiøse miljømål som skal oppnås innen 2015. Det er liten tvil om at de høye miljømålene setter rammer for de fleste aktiviteter og tiltak som er knyttet til vann.

Formålet med bestemmelsene om konsekvensutredninger (KU) er å klargjøre virkningene av aktiviteter og tiltak som kan ha vesentlige konsekvenser for miljø, naturressurser eller samfunn. Konsekvensutredninger skal sikre at disse virkningene blir tatt i betraktning under planlegging av tiltaket og når det tas stilling til om, og eventuelt på hvilke vilkår, tiltaket kan gjennomføres.

De ambisiøse miljømålene i vanndirektivet medfører således at KU i større grad enn tidligere må fokusere på vann som tema (Sørensen m.fl. 2003). Det medfører videre at utredningene må legge til grunn de virkningstyper og måleparametere som vanndirektivet foreskriver.

Plan- og meldingsfasen i KU står sentralt når det gjelder behandlingen av de enkelte temaene i KU. Det er i denne fasen premissene legges og innholdet i KU fastsettes. Gjennom den såkalte "scoping" identifiseres vesentlige og beslutningsrelevante tema som skal utredes nærmere. Prosessen innebærer også at mange tema velges vekk. Det er derfor viktig at alle vannrelaterte tema i løpet av prosessen blir gjenstand for en systematisk gjennomgang i henhold til de målekriterier og parametere som direktivet foreskriver.

I denne artikkelen ønsker vi å belyse om det gjeldende regelverket for KU er i samsvar med prinsippene og kravene i vanndirektivet og eventuelt på hvilke områder det er behov for tilpasninger eller forbedringer. I tillegg har vi tatt for oss konkrete eksempler på gjennomførte KU der vann inngår som tema. Det er lagt vekt på meldingsfasen fordi den ansees som særlig kritisk i forhold til innhold og prioriteringer i KU. Hensikten med å studere både lovverk og konkrete eksempler i undersøkelsen har vært å avklare eventuelle forskjeller mellom teori og praksis innenfor KU-systemet.

Viktige prinsipper og krav i vanndirektivet

Vanndirektivet innebærer en ny måte å tenke på i vannforvaltningen. Direktivet legger rammene for en helhetlig vannforvaltning hvor alle

brukerinteresser skal avbalanseres innenfor et regime som opererer med ambisiøse miljømål. Vanndirektivet omfatter alle vannforekomster, dvs. vassdrag, grunnvann og sjøområder ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen. Gjennomføringen av direktivet skal styrke beskyttelsen mot forurensninger og redusere utslipp, fremme en bærekraftig bruk av vann og beskytte økosystemer på land som er direkte avhengig av vann, f.eks. våtmarker, samt bidra til å redusere miljøvirkninger av flom og tørke (Direktoratsgruppa 2001).

Et av de viktigste prinsippene i vanndirektivet er at ferskvann, kystvann og grunnvann skal ha *god økologisk status*. Dette innebærer at den økologiske tilstanden i vannforekomsten skal være tilnærmet lik naturtilstanden, dvs. dersom vannforekomsten ikke var påvirket av inngrep eller forurensning. Målet er å opprettholde og, om nødvendig, forbedre vannkvaliteten slik at god økologisk status kan oppnås innen 2015. All utnyttelse av vann skal være bærekraftig over tid.

Vannforekomster som fra før av er sterkt påvirket av fysiske inngrep kan defineres som "kunstige eller sterkt modifiserte". For slike vannforekomster opererer direktivet med et eget miljømål, såkalt *godt økologisk potensial* som tar hensyn til den aktuelle påvirkningen. Fordi vannforekomsten gjennom en ønsket bruk er sterkt endret fra sin opprinnelige tilstand, relateres derfor ikke miljømålet til naturtilstanden (Direktoratsgruppa op. cit.). I slike vannforekomster er det aktuelt å gjennomføre restaurerende eller avbøtende tiltak.

Vanndirektivet krever en geografisk inndeling i regioner eller distrikter som ivaretar hele nedbørfelt med tilhørende kystsone. Alt vann innen et nedbørfelt skal ses under ett uavhengig av kommune-, fylkes- eller landegrenser. For hver vannregion skal det utarbeides en forvaltningsplan, en vannregionplan, med et tilhørende handlingsprogram med nødvendige tiltak for å nå miljømålene. Første generasjons vannregionplaner skal fastsettes innen 2009, og deretter skal nye planer utarbeides hvert 6. år.

Én utvalgt myndighet skal ha ansvar for koordineringen av arbeidet på regionalt nivå. Det er per dato ikke endelig bestemt hvilket organ dette blir.

Direktivet viser til at gjennomføringen krever en bred og åpen prosess. I henhold til direktivets artikkel 14 skal myndighetene legge til rette for en aktiv deltagelse av alle interessenter i implementeringen av direktivet. Det understrekes videre at offentligheten skal ha adgang til all bakgrunnsinformasjon knyttet til implementeringen.

6.2 Hvordan kan KU bidra til gjennomføringen av vanndirektivet?

Vanndirektivet vil som beskrevet ovenfor medføre betydelige endringer i forvaltningen av vannressursene, og de ambisiøse miljømålene i direktivet vil sette rammer for all virksomhet knyttet til vann. Direktivet legger bl.a. restriksjoner på alt uttak av vann som påvirker de økologiske forholdene i et vassdrag. Det vil også innebære en mer restriktiv holdning til nedbygging av vanntilknyttede arealer (våtmarker, strandsoner, bekkelukkinger, delta osv.). Direktivets krav til vannkvalitet vil nødvendiggjøre strengere tiltak mot forurensing fra industriutslipp, skipsverft og småbåthavner, kommunale avløp og – avfallsfyllinger og forurenset grunn på land (Reinvang m.fl. 2004).

I relasjon til vanndirektivet kan KU bidra til å klargjøre virkningene av tiltak som kan ha vesentlige konsekvenser for vann, og for å bidra til at tiltak lokaliseres og utformes på en måte som fremmer en bærekraftig bruk av vannforekomstene i overensstemmelse med de ambisiøse målene i direktivet. Dette forutsetter naturligvis at KU-systemet er i best mulig samsvar med prinsippene og kravene i direktivet.

Det norske KU-systemet bygger på EU-direktivet om konsekvensutredninger (85/337/EEC). Bestemmelsene om KU er hjemlet i Plan- og bygningsloven (PBL). Regelverket fremgår i hovedsak av Forskrift om konsekvensutredninger (1999) med tilhørende rundskriv og veiledninger. Forskriften spesifiserer hvilke typer tiltak som skal konsekvensutredes og angir prosedyrer og innhold for KU.

Tiltakshaver er ansvarlig for å gjennomføre KU etter dagens system. Innhold og ambisjonsnivå i KU fastsettes gjennom en melding med utredningsprogram som beskriver hvilke tema og mulige virkninger som skal undersøkes nærmere. Tematiske og faglige prioriteringer skal skje gjennom en prosess basert på medvirkning og åpenhet mellom aktørene. Svært mange av de tematiske fagutredningene som utføres som en del av KU-arbeidet i Norge omhandler ulike problemstillinger knyttet til vann.

Innføringen av EU-direktivet om miljøvirkninger av visse planer og programmer (2001/42/EC) som ble vedtatt i 2001 kan også bidra til å ivareta intensjonene i vanndirektivet på en bedre måte enn det som er tilfellet med dagens system som er rettet mot enkelttiltak. Formålet med plandirektivet er å integrere miljøvurderinger i planlegging og beslutningsprosesser knyttet til spesielle tiltak som sannsynligvis vil

ha signifikante effekter på miljøet og sikre at eventuelle miljøkonsekvenser av slike tiltak tas hensyn til i planlegging og beslutninger.

Plandirektivet skal innføres i Norge innen utgangen av juli 2004. Ot.prp. nr. 47 (2003-2004) Om lov om endringer i Plan- og bygningsloven. Proposisjonen inneholder forslag om endringer i dagens KU-system der KU foreslås integrert i den ordinære planleggingen etter PBL. Hovedformålet er å forbedre koordineringen mellom de to systemene og unngå to-sporede prosesser. KU plikt for tiltak under dagens system endres til KU-plikt for plan etter PBL. Utarbeidelse av planprogram vil ha tilsvarende funksjon og innhold som melding og UP har i det nåværende systemet. For tiltak som det ikke skal utarbeides plan for etter PBL og tiltak som krever konsesjon i henhold til f.eks. vannressursloven og vassdragsreguleringsloven, vil dagens system fortsatt gjelde. For KU-pliktige planer etter PBL blir planmyndigheten ansvarlig myndighet, med mulighet for å gjøre unntak for saker av nasjonal eller vesentlig regional interesse.

6.3 Hvorfor er meldingsfasen i KU så sentral?

Som tidligere nevnt er meldingsfasen sentral fordi viktige premisser for KU-arbeidet blir fastlagt. Gjennom den såkalte "scopingprosessen" blir innholdet i KU besluttet, dvs. hvilke tema som skal utredes og hvilke problemstillinger som skal vektlegges, eventuelt velges bort.

Meldingen skal inneholde to deler. Del A skal beskrive tiltaket, aktuelle alternativer og tiltakets antatte konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn. Del B skal inneholde et forslag til utredningsprogram (UP). I følge rundskriv T2/2000 er følgende hovedpunkter sentrale i meldingen:

- Tiltakets antatte konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn skal beskrives
- Lokaliseringen skal illustreres godt og inneholde relevante referanser, f.eks. til grenser for verneområder.
- Forslaget til utredningsprogram skal fokusere på de spørsmål som er nødvendig å få klargjort for å kunne ta stilling til om, og eventuelt på hvilke vilkår, et tiltak kan gjennomføres.

I henhold til KU-veiledningen for arbeidet med enkelttemaene (T-1177) skal tilsvarende systematikk også legges til grunn for arbeidet

med melding og UP, men vurderingene i denne fasen vil nødvendigvis måtte baseres på eksisterende, tilgjengelig informasjon.

UP skal gjenspeile konklusjonene i meldingen. Dersom det i meldingen konkluderes med at tiltaket kan få betydelige virkninger for nærliggende vannforekomster, må det også forventes at de aktuelle vanntemaene er fokusert på i UP. Dette kan virke som en selvfølge, men erfaringsmessig viser det seg at det ikke alltid er logisk samsvar mellom innholdet i melding og forslag til UP.

Ansvarlig myndighet skal fastsette endelig UP på bakgrunn av meldingen og uttalelsene til denne, samt egne vurderinger av saken. Myndigheten har også ansvar for å påse at UP er tilfredsstillende utformet i forhold til det enkelte tiltak og i samsvar med bestemmelsene.

6.4 Er det forskjell på teori og praksis? Analyse av gjeldende regelverk og utvalgte eksempler

For å kunne si noe om KU melding og UP er tilfredsstillende utformet i henhold til vanndirektivet har vi valgt å ta utgangspunkt både i gjeldende regelverk og i konkrete eksempler på KU som er gjennomført i løpet av det siste 10-året. Spørsmålet som vi ønsket å belyst var: Hvordan er samsvaret mellom utforming av KU i meldingsfasen og den praksis en ville velge hvis en tok utgangspunkt i bestemmelsene i vanndirektivet? Når det gjelder praksis for gjennomføring av direktivet har man foreløpig ikke tilstrekkelig med erfaringer å bygge på, i og med at direktivet er såpass nytt. Det er derfor tatt utgangspunkt i direktivteksten og fortolkningen av denne, samt de erfaringer som er høstet gjennom pilotprosjektene for implementering av vanndirektivet (pilotprosjekter i Vannsjø-Hobøl vassdraget og Suldalslågen med tilhørende kystområde).

I vår studie er KU-forskriften med tilhørende veiledning og de konkrete KU-eksemplene vurdert i forhold til de krav som en ideelt ville stille til melding og UP når en tar utgangspunkt i en framtidig forvaltning i henhold til vanndirektivet. Som et hjelpemiddel for å gjennomføre analysen ble det utarbeidet en sjekkliste basert på kravene i vanndirektivet.

Sjekklisten inneholder til sammen 34 faktorer/punkter for vurdering av tiltak med utgangspunkt i kravene i vanndirektivet. Disse er

kategorisert i henholdsvis 10 og 4 nøkkelfaktorer for vurdering av melding og utredningsprogram:

Melding:

- Avgrensning av tiltakets influensområde
- Kartlegging av brukerkonflikter
- Vurdering av effekter på økologisk status
- Vurdering av usikkerhet og risiko
- Vurdering av avbøtende tiltak
- Økonomisk analyse av vannbruken
- Forholdet til andre planer
- Forholdet til vernede områder
- Forholdet til andre beskyttede områder
- Åpen og involverende saksgang (prosess)

Utredningsprogram:

- Helhetlig tilnærming
- Rimelig vektlegging av vann i forhold til andre tema
- Sammenheng mellom melding og UP
- Vannfaglig innhold.

Sjekklisten er mest detaljert for de krav som stilles i den første fasen av implementeringen av vanndirektivet (karakteriseringsfasen), fordi det her foreligger størst grad av konkretisering av hva direktivet vil innebære for norsk vannforvaltning. Sjekklisten er brukt både på gjeldende KU-regelverk (forskrift), rundskriv og offentlig veiledning og utvalgte KU-eksempler.

Som KU-eksempler i analysen er det valgt ut tiltak som representerer ulike typer inngrep og påvirkninger på vann, både vassdrag og kystvann. Følgende eksempler er analysert:

- a) E6 gjennom Melhus i Sør-Trøndelag (veibygging med effekter på Gaulavassdraget)
- b) Breidalsoverføringen i Øvre Otta (vannkraftutbygging med effekter på Ottavassdraget og Gudbrandsdalslågen)
- c) Gasskraftverk på Tjeldbergodden (industriutbygging med effekter på kystvann)

- d) Kongsgård/Vige havne- og industriområde (havneutbygging med effekter på kystvann).

Resultater av analysen

Resultatene av analysen når det gjelder grad av samsvar mellom gjeldende teori og praksis for utforming av melding og forslag til UP, og den praksis en ville velge hvis en tok utgangspunkt i bestemmelsene i vanndirektivet, er oppsummert i henholdsvis tabell 1 og 2. For hvert eksempel har to forskjellige personer fylt ut sjekklisten uavhengig av hverandre. En sammenligning av resultatene viser at det er god overensstemmelse mellom de individuelle vurderingene. Det kunne velges mellom tre svaralternativer: Ja (godt samsvar), Delvis (delvis samsvar) og Nei (dårlig samsvar).

Tabell 6.1 *Vurdering av a) KU regelverk og b) innholdet i utvalgte KU meldinger i forhold til nøkkelfaktorer i vanndirektivet. Ja=2, Delvis=1, Nei=0.*

Nøkkelfaktorer med basis i vanndirektivet	Regelverk (teori)	Eksempler (praksis)				
		1. Melhus	2. Breidal	3. Tjeldberg	4. Kongsgård	Snittverdi eksempler
Influensområde	1	0	1	0	0	0,25
Brukerkonflikter	1	1	2	1	2	1,5
Effekter på forurensning	2	1	2	2	1	1,5
Effekter på vannføringsregime	2	1	2	-	-	1,5
Effekter på hydromorfologi	2	0	1	0	1	0,5
Effekter på økologisk status	2	1	0	1	1	1
Usikkerhet og risiko	0	0	0	1	0	0,25
Avbøtende tiltak	2	0	1	1	1	0,75
Økonomisk analyse	1	0	0	0	0	0
Andre planer	2	2	2	2	2	2
Verna områder	2	1	2	2	1	1,5
Andre beskyttede områder	2	0	0	-	-	0
Saksgang, åpen prosess	1	1	2	1	1	1,25
Gjennomsnitt	1,54	0,62	1,15	0,85	0,77	0,92

Tabell 6.2 Vurdering av a) KU regelverk og b) innholdet i utvalgte utredningsprogrammer i forhold til nøkkelfaktorer i vanndirektivet. Ja=2, Delvis=1, Nei=0.

Nøkkelfaktorer med basis i vanndirektivet	Regelverk (teori)	Eksempler (praksis)				
		1. Melhus	2. Breidal	3. Tjeldberg	4. Kongsgård	Snittverdi eksempler
Helhetlig tilnærming	1	0	0	0	0	0
Rimelig vektlegging av vann	2	0	2	2	1	1,25
Sammenheng melding og UP	2	2	2	2	2	2
Vannfaglig innhold	1	0	0	0	1	0,25
Gjennomsnitt	1,5	0,5	1	1	1	0,88

Analyseresultatene (tabell 6.1 og 6.2) viser at det er gjennomgående bra samsvar mellom KU- regelverket og bestemmelsene i vanndirektivet. Unntaket er vurdering av usikkerhet og risiko knyttet til virkningene av tiltak. Risikovurderinger er i liten grad innebygd i KU-metodikken, mens det er vektlagt i vanndirektivet. Resultatene tyder likevel på at det ikke er noe stort sprik mellom de to systemene.

Når det gjelder KU-praksis er situasjonen annerledes. Resultatene viser til dels dårlig samsvar mellom nøkkelfaktorene i vanndirektivet og innholdet i melding og UP. Selv om det begrensede utvalget av eksempler ikke gir grunnlag for å trekke altfor bastante konklusjoner, så tyder likevel resultatene på at det først og fremst er behov for å styrke den praktiske gjennomføringen av KU.

I avsnittene nedenfor er det gitt en nærmere utdypning av analyseresultatene.

Avgrensning av influensområde: Avgrensning av influensområde for tiltaket er etter vår mening helt grunnleggende for utredningen av eventuelle virkninger. Vanndirektivet krever avgrensning av influensområde for alle typer tiltak og belastninger som påvirker vannforekomstene og at området omfatter relevante forhold både oppstrøms og nedstrøms tiltaket.

I KU-forskriften er det ikke eksplisitt stilt krav til avgrensning av influensområde i meldingsfasen, men er beskrevet i veiledningen for arbeidet med de enkelte temaene. For de temaene som relaterer seg til vann skal nedbørfelt legges til grunn. I de KU eksemplene vi har studert er avgrensningen av influensområde svært mangelfull. For eksempel ville en forvente at nedstrøms effekter i større grad ble tatt

opp i E6 Melhus eksempelet siden tiltakene her antas å kunne medføre virkninger på et viktig, vernet vassdrag. For vannbårne forurensninger vil influensområde først kunne avgrenses mer eksakt etter detaljerte spredningsberegninger. Eventuelle usikkerheter knyttet til avgrensningen i meldingsfasen bør omtales eksplisitt.

Brukerkonflikter: God oversikt over brukerinteressene i tiltaks- og influensområdet er en forutsetning for å kunne forutse hvilke konflikter et tiltak vil kunne resultere i. Vanndirektivet legger derfor stor vekt på kartlegging av vannbrukere og konflikter knyttet til bruk og utnyttelse av vannressursene.

I KU-veiledningen legges det i prinsippet ikke opp til en systematisk vurdering av konflikter i forhold til andre brukerinteresser. Under kategorien "samfunn" er kun friluftsliv konkret listet opp som brukerinteresse. I temaveiledningen er det for enkelte tema, for eksempel ferskvannsressurser, oppgitt at tiltakets konsekvenser for andre former for utnyttelse av vannressursen bør utredes. Selv om kravene i KU-veiledningen er svakt presisert når det gjelder vurdering av brukerkonflikter, så tyder erfaringene på at mange KU likevel inkluderer konflikter i forhold til andre sentrale sektorinteresser som for eksempel fiske og jordbruk. Brukerkonflikter er omtalt i samtlige av de utvalgte eksemplene, men beskrivelsen er generelt lite detaljert og utfyllende.

Effekter: Vurdering av effekter (av tiltak, tilførsler etc.) er et kjernepunkt både i KU-systemet og i vanndirektivet, men det håndteres nokså forskjellig. I vanndirektivet måles effekter etter om og hvordan de påvirker faste tilstandsparametere og om dette endrer statusklasse (økologisk status) for vannforekomsten. Belastninger/tiltak som ikke resulterer i endret statusklasse er dermed ikke i konflikt med statusmålsettingene for vannforekomsten. Det finnes konkrete effektparametere både i forhold til forurensninger, hydrologiske endringer (vannføring), hydromorfologiske endringer (fysiske inngrep) og endringer i biologiske forhold. For biologiske forhold er effektparametrene knyttet til fisk, bunndyr, planteplankton og begroing.

I KU-systemet eksisterer ikke begrepet økologisk status, men i veiledningen oppfordres det for eksempel til å se på samspillet mellom levende organismer og de naturområder disse lever i. Effektvurderingene er knyttet til de enkelte tema uten at disse er konkretisert i bestemte parametere og verdier. I de fire KU-eksemplene vi har analysert er forurensningseffekter mest fokusert. Effekter på vannregime er nevnt der dette er mest relevant (vannkrafteksempelet),

mens fysiske/morfologiske og biologiske endringer i vassdraget eller kystområdet i liten grad er oppgitt. Effekter på biologi er som oftest avgrenset til effekter på fisk, mens andre dyr og planter i liten grad nevnes.

Risiko og usikkerhet: Vurdering av risiko og usikkerhet omkring effekter av tiltak er tillagt betydelig vekt i vanndirektivet. Trender i utviklingen av vannbruken skal også kartlegges og inkluderes i risikovurderingen av vannforekomstene (www.nve.no).

Innen KU er det ikke stilt krav til vurdering av risiko og usikkerhet. Dette er heller ikke behandlet i noen av KU-eksemplene vi har sett på.

Avbøtende tiltak: I vanndirektivet finnes det som tidligere nevnt en unntaksbestemmelse når det gjelder målsettingen om god økologisk status på vannforekomstene. Unntaksbestemmelsen gjelder for kunstige vannforekomster og for vannforekomster som kan karakteriseres som sterkt modifiserte, dvs. det må foreligge en betydelig hydromorfologisk endring som følge av inngrep og det må ligge betydelige samfunnsinteresser bak ønsket om å gjennomføre eller opprettholde inngrepet. For slike vannforekomster er det stilt krav om utredning av avbøtende tiltak for å oppnå best mulig økologisk status.

I KU-veiledningen er det ikke stilt konkrete krav til at avbøtende tiltak skal skisseres, men det er nevnt at UP skal fokusere på om og på hvilke vilkår et tiltak kan gjennomføres. Vilkårene kan her bl.a. være avbøtende tiltak. Avbøtende tiltak er nevnt i alle KU-eksemplene, men beskrivelsen av tiltakene er gjennomgående svært summarisk.

Økonomisk analyse: I følge vanndirektivet skal prising av vann-tjenester brukes som et viktig virkemiddel for å oppnå bærekraftig bruk av vann og målet om god økologisk status. Økonomisk verdsetting av miljø- og ressurskostnader er nødvendig for å vurdere full kostnadsinndekning for vanntjenester i tråd med prinsippet om at forurenseren skal betale, samt å vurdere eventuelle unntak fra miljømålene.

I KU stilles det ikke noe entydig krav om økonomisk verdsetting av miljø og ressurser innen influensområdet til tiltaket. I veiledningen til Statens vegvesen (Håndbok 140) forutsettes imidlertid bruk av metoder for prissetting av konsekvenser på områder der det eksisterer et marked for kjøp og salg, mens andre konsekvenser som bare delvis lar seg kvantifisere (fastsette i fysiske størrelser som antall, areal og volum) ikke skal prissettes. Prissetting er aktuelt bl.a. i forbindelse med ulykkeskostnader, ulempekostnader og miljøkostnader.

Andre planer: Helhetlig nedbørfeltorientert planlegging er som tidligere nevnt en viktig bærebjelke i vanndirektivet. Det skal utarbeides integrerte forvaltningsplaner for hver vannregion og planene skal ta opp i seg føringer og mål som er gitt gjennom andre plantyper og planbestemmelser, f.eks. hensyn til verneplaner, rikspolitiske retningslinjer, fylkesplaner med mer. Alle nye tiltak skal vurderes med hensyn på om de er i samsvar med forvaltningsplanene.

KU-systemet stiller også krav til vurdering av tiltaket i forhold eksisterende planer og om tiltaket er i samsvar eller konflikt med vedtatte planmål og reguleringskrav. KU-eksemplene viser at forholdet til andre planer er en av de nøkkelfaktorene som er best dekket i meldingsfasen. Det er imidlertid vanskelig å si om alle relevante planer faktisk er tatt med, siden det ikke er definert noe influensområde for de respektive tiltak eller antydnet noen geografiske grenser for hvilke områder som er tatt med i vurderingene.

Prosess: Pilotprosjektet for implementering av vanndirektivet i Vannsjø-Hobøl vassdraget har konkret tatt for seg hvordan medvirkning fra organisasjoner og brukere i beslutningsprosesser kan organiseres i henhold til vanndirektivet. Rapporten (Hovik m.fl. 2003) påpeker at direktivets krav til involvering av brukere, interesseorganisasjoner og publikum langt på vei er i tråd med prinsippene om medvirkning i plan- og bygningsloven (§ 16, 19-4, 1. ledd og 20-5, 1. ledd). Direktivet stiller imidlertid klarere krav til tidspunkt og tidsfrister både med hensyn på å gjøre et planforslag kjent tidlig i prosessen og muligheten til å komme med innspill. Direktivet synes også å legge opp til en langt større åpenhet fra norske myndigheters side enn hva tilfellet er i dag når det gjelder å gjøre bakgrunnsinformasjon tilgjengelig (Reinvang m.fl. 2004).

En begrensning i dagens KU-system når det gjelder involvering av brukere og publikum er at planleggingen av utbyggingsalternativene ikke er tilstrekkelig integrert i KU. I mange tilfeller foretar tiltakshaver planleggingen av utbyggingsalternativene uten at det åpnes for innspill utenfra. Dette medfører at brukere og publikum blir trukket inn i prosessen først etter at viktige beslutninger er tatt. Når det gjelder KU-eksemplene er de formelle kravene til informasjon og høring bra dekket, men det ikke foreslått tiltak for å engasjere brukere og publikum ut over de formelle kravene. I flg. en undersøkelse foretatt av Kristoffersen (1998) viser det seg at prosessen med høring knyttet til melding og UP som oftest bare fører til relativt små endringer mellom foreslått og fastsatt utredningsprogram. Det kan derfor stilles spørsmål om formelle, passive høringsprosesser er tilstrekkelig for å sikre reell medvirkning fra brukere og publikum.

Helhetsperspektiv: Dette er en nøkkelfaktor i vannforvaltningen etter vanndirektivet. Systemet bygger på økologiske forvaltningsprinsipper der alle tema skal håndteres på en integrert måte og hvor sammenhenger skal vektlegges.

KU-systemet legger også i prinsippet opp til helhetlige vurderinger og årsak/virkning sammenhenger i og med at alle beslutningsrelevante tema skal inkluderes og vurderes samlet i KU rapporten. I veiledningen legges det imidlertid opp til tematiske utredninger som delvis er basert på fagdisipliner, f.eks. innen landskap, plante- og dyreliv, kulturmiljø og kulturminner, utslipp til luft, utslipp til vann, grunnforurensning, friluftsliv m.v. Det er gjort forsøk på å illustrere sammenhengen mellom ulike tema og fagutredninger i form av koblingsskjema. Sørensen m.fl. (2003) påpeker problemet med at utredningene ofte blir utført av forskjellige konsulenter og fagmiljøer som ikke har særlig kontakt med hverandre i utredningsperioden. I praksis medfører dette ofte dårlig koordinering og samspill mellom temaene.

Hvordan forholder det seg så i praksis? I de utvalgte KU-eksemplene er det klar mangel hva angår helhetlig tilnærming til vannrelaterte tema. Den tematiske gjennomgangen er fragmentarisk og det er uklart på hvilket grunnlag både utvalg og prioritering av tema er foretatt.

6.4.1 Hva kan gjøres for å sikre bedre samsvar mellom KU og vanndirektivet?

Vi mener vanndirektivet bidrar til å synliggjøre en del av svakhetene ved KU i dag. Spesielt er det åpenbare mangler ved den praktiske gjennomføringen. Vi tror samtidig det er mulig å gjøre en del relativt enkle ”grep” for å sikre et bedre samsvar mellom KU og vanndirektivet. Det bør først og fremst fokuseres på å styrke kvaliteten på melding og UP hvor grunnlaget for KU fastsettes. Mulige forbedringspunkter omfatter bl.a.:

- Avgrensning av tiltakets influensområde (nedbørfelt)
- Systematisk og helhetlig tilnærming
- Dokumentasjon og sporbarhet
- Avbøtende tiltak
- Spesifiserte krav til utredninger i UP
- Integrerte prosesser.

En viktig forutsetning for å kunne si noe om mulige virkninger og konsekvenser av et tiltak er avgrensning av tiltakets influensområde og at grensene tar hensyn til de økologiske sammenhengene. I KU-eksemplene som vi har analysert er det knapt nok antydning noen grenser for tiltakenes influensområde eller geografiske omfang og det er derfor høyst uklart hvilke vannforekomster som har vært vurdert. Vi mener temaveiledningen (T-1177) gir tilstrekkelige føringer for hvordan avgrensningen bør skje. Dersom det planlagte tiltaket medfører utslipp til vann som vil kunne påvirke miljøkvaliteten i vannforekomsten og andre brukerinteresser, bør nedbørfeltgrensene i utgangspunktet legges til grunn. Nødvendige justeringer i avgrensningen kan gjøres på et senere tidspunkt når det er fremskaffet et mer utfyllende informasjonsgrunnlag.

Det neste forbedringspunktet gjelder systematikken i håndteringen av de enkelte vannfaglige tema. Vanndirektivet foreskriver en økosystemtilnærming med utgangspunkt i både fysiske, kjemiske, bruksmessige, økonomiske etc. forhold og som til sammen karakteriserer vannforekomsten, utnyttelsen av den og potensialet for forbedringer i henhold til miljømålene. Det er oppgitt hvilke karakteriseringselementer (virkningstyper, parametere etc.) som skal legges til grunn. I de KU-eksemplene vi har analysert virker det ofte tilfeldig hvilke virkningstyper og parametere utredningen er basert på. Aktuelle tema knyttet til vann er ofte ikke dekket fullt ut. Informasjonen er til dels fragmentarisk og presentert på en måte som gjør at man av og til lurer på hvorfor presumptivt viktige forhold ikke er tatt med (fordi de er uteglemt eller fordi de ikke er relevante?).

Meldingene preges også ofte av generell mangel på dokumentasjon og kildehenvisninger som kan bygge opp under de faglige konklusjoner, beslutninger og verdivalg som er foretatt. Dette fører bl.a. til usikkerhet om hvor grensen går mellom fag og politikk. Vanndirektivet vektlegger i mye større grad systematikk og dokumentasjon i alle faser, herunder en vurdering av usikkerhet og risiko knyttet til informasjonsgrunnlag og beslutningsprosesser.

Et beslektet problem er mangel på etterrettelighet og sporbarhet som synes å behefte de KU-eksemplene vi har sett på. Dette gjelder manglende informasjon om hvilke forhold som har vært vurdert og på hvilket grunnlag det er tatt beslutning om å inkludere eller utelate ett eller flere vanntema i UP. Meldingene er så summariske og lite informative at det ikke er mulige å se om alle tema, herunder aktuelle tema relatert til vann, har vært systematisk vurdert og hvilke forhold som er blitt vektlagt i scopingprosessen.

Det bør legges mer vekt på beskrivelse av avbøtende tiltak. Generelt er dette altfor lite fokusert på i KU. Resultatene fra de KU-eksemplene vi har studert understreker at dette er et problem. Det er viktig å huske at formålet med KU som oftest er å sikre at det blir tatt tilstrekkelig miljøhensyn under planleggingen og gjennomføringen av tiltaket og ikke bare et ”ja” eller ”nei” til om tiltaket skal gjennomføres. Selv om det er begrenset hvor konkret og detaljert beskrivelsen av avbøtende tiltak kan være i meldingsfasen, så bør det i meldingen minimum fremgå hvilke typer avbøtende eller kompensierende tiltak som er aktuelle og som skal vurderes nærmere i KU.

Forslagene til UP i de eksemplene vi har studert er gjennomgående summariske og lite utfyllende. Temaene er fragmentarisk presentert og ikke satt inn i en helhetlig sammenheng. For å fremme mer helhetlige og integrerte utredninger, bør det i UP fremgå hvilke fagtema som bør utredes i sammenheng, evt. bør arbeidet med temaene koordineres både i tid og med hensyn på innhold. Logistikken når det gjelder koblingen og koordineringen mellom de enkelte tema både i innhold og tid kan enkelt illustreres ved hjelp av en matrise eller et flytdiagram.

Det ligger selvfølgelig en risiko i at melding og UP blir så omfattende og omstendelig at oppmerksomheten blir dreid bort fra de viktigste temaene. Det vil i så fall være det motsatte av det som var hensikten. Vi tror imidlertid ikke de ovenstående forbedringspunktene vil føre til slike problemer dersom det utvises fornuftig skjønn. Beslutningsrelevans og ”godt nok” prinsippet er viktige stikkord i den sammenheng. Det dreier seg stort sett om å forbedre systematikken på kritiske punkter i gjennomføringen av KU. Vi har forøvrig avdekket at de største svakhetene først og fremst er knyttet til den praktiske gjennomføringen av KU og ikke skyldes dårlig samsvar mellom KU-regelverket og vanndirektivet.

Det kanskje viktigste overordnende virkemiddelet for å styrke koblingen mellom KU og vanndirektivet ligger i EUs plandirektiv og den nasjonale oppfølgingen i Ot.prp. nr. 47 (2003-2004) om å integrere KU i den ordinære planleggingen etter PBL. Det vil bli stilt krav til KU-innhold i plandokumentene.

Det er ennå ikke klarlagt hvilken formell status vannregionplanene som skal utarbeides i henhold til vanndirektivet vil ha. Trolig vil planarbeidet måtte organiseres som et interkommunalt eller regionalt samarbeid der de vedtak som fattes må forankres i den ordinære planleggingen på fylkes- og kommunenivå.

Dersom det legges til rette for en bedre integrering av KU i forhold til sektorovergripende planlegging, vil dette kunne bidra til å styrke effekten av vanndirektivet og forhindre at det oppstår målkonflikter.

Litteratur

- Berge, D., Sørensen, J., Østdahl, T. og Tvede, A. 2003:
Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vann-
direktiv i Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder.
Fase 1: Regionale forvaltningsmodeller og –prosesser. NIVA
Rapport 4627-2003.
- Direktoratsgruppa 2001: Vurdering av konsekvensene av å innføre
Europaparlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF om
fastleggelse av en ramme for fellesskapets vannpolitikk.
- EUs rammedirektiv for vann 2000: Directive of the European
Parliament and of the Council 2000/60/EC. Establishing a
Framework for Community Action in the Field of Water Policy.
- EU-direktivet om strategiske konsekvensutredninger 2001: Directive
of the European Parliament and of the Council 2001/42/EC on
the Assessment of the Effects of Certain Plans and Programmes
on the Environment.
- Forskrift 21. mai 1999 om konsekvensutredninger etter plan- og
bygningsloven. T-1281.
- Hovik, S., Selvik, J.R., Vagstad, N., Solheim, A.L., Stokke, K.B. og
Brabrand, Å. 2003: Demonstrasjonsprosjekt for implementering
av EUs vanndirektiv i Vannsjø-Høbøl vssdraget: Fase I. NIVA-
rapport 4621, ISBN 82-577-4282-1. 88s.
- Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven. Veileder i
arbeidet med de enkelte temaene.
T-1177. Miljøverndepartementet.

- Kristoffersen, H. i KU-Årbok 1997-98: Utredningsprogrammet: lokal medvirkning og innflytelse i utformingen. Miljøverndepartementet.
- NOU 2001:7 Bedre kommunal og regional planlegging etter plan- og bygningsloven I. Miljøverndepartementet.
- NOU 2003:14 Bedre kommunal og regional planlegging etter plan- og bygningsloven II. Miljøverndepartementet.
- NVE 2004: EUs Rammedirektiv for vann – Informasjon på www.nve.no.
- Ot.prp. nr. 47 (2003-2004) Om lov om endringer i plan- og bygningsloven.
- Plan og bygningsloven 1985 (Lov-1985-06-14-77) med endringer. ISBN 82-504-1434-9. Kap. VII-a. Konsekvensutredninger tilføyd ved lov 16 juni 1989 nr. 81.
- Reinvang, R., Steel C., Dønnum, B. O. 2004: Vanndirektivet: Et miljøløft med startvansker. WWF, SABIMA, Norges Jeger og Fiskeforbund.
- Taugbøl, G. 2002: EUs rammedirektiv for vannressursforvaltning. NVE, Vannressursavdelingen, Seksjon for geoinformasjon.
- Sørensen, J., Guerreiro, C., Ibrekk, A.S., Selvik, J.R. og Østdahl, T. 2003: EUs rammedirektiv for vann – hvordan kan det påvirke gjennomføringen av konsekvensutredninger? Artikkel publisert i PLAN 5/2003. S. 36-43.

7 Valg av felles data for strategisk KU og tiltaks-KU

– vindkraftutbygging som eksempel

Av Martin Hanssen, NIBR og Knut Bjørn Stokke, NIBR³⁴

7.1 Innledning

Plan- og bygningsloven (PBL) har fra 1. april 2005 et krav om konsekvensutredninger (KU) av ”fylkes(del)planer med retningslinjer for utbygging” og for ”kommuneplanens arealdel og for kommunedelplaner der det angis områder for utbyggingsformål” (§ 16 i KU-forskriften). KU-forskriften omtaler disse som ”overordnede planer” (Vedlegg II). Også for arealplantyper utenfor PBL er det ofte aktuelt å ha et systematisk opplegg for konsekvensutredning (Hanssen 1999). Overordnede planer både innenfor og utenfor PBL vil kunne sette rammer for senere ”søknad etter sektorlov” om utbygging og ”regulerings- og bebyggelsesplaner for tiltak”, som igjen kan være KU-pliktige etter PBL, jf. KU-forskriftens § 2 (tiltaks-KU). Forskriften legger altså opp til at KU for overordnet plan for utbygging vil etterfølges av KU for den konkrete utbyggingen, og viser også til at dette både kan og skal få en betydning for arbeidet med tiltaks-KU.

I denne artikkelen drøfter vi hvordan man i arbeidet med *datautvelgelsen* i strategisk KU kan velge data som er egnet *både* for strategisk KU og for tiltaks-KU. Siden de to nivåene har ulike funksjoner, er det imidlertid ikke gitt at ett og samme datasett egner seg begge steder. Mens hovedformålet med strategisk KU er å få vurdert et antall *mulige* lokaliteter i forhold til utbygging, så er hovedformålet med (en etterfølgende) tiltaks-KU å få vurdert om det

³⁴ Vi vil gjerne takke Lars Erikstad (NINA), Inge Lindblom (NIKU), Arvid Strand (NIBR) og Arne Tesli (NIBR) for verdifulle innspill.

skal gis konsesjon eller fattes detaljplanvedtak på lokaliteter som er utpekt som mulige. Mange problemstillinger blir dermed forskjellig på de to nivåene, men med den viktige fellesnevner at begge handler om den samme typen utbygging på den samme lokaliteten.

Vårt utgangspunkt er at denne fellesnevneren fører til at ett og samme sett av data som samles inn for å belyse konsekvenser kan egne seg for både strategisk KU og tiltaks KU (Figur 1). I denne artikkelen fokuserer vi på hvordan man kan utnytte dette i arbeidet med strategisk KU for å lette arbeidet med senere tiltaks-KU, og vi bruker fylkesdelplanen for vindkraft i Hordaland som et eksempel på dette. Artikkelen presenterer to modeller for datavalg i strategisk KU. Verken den norske eller internasjonale litteraturen har berørt dette spørsmålet i særlig grad. Her er det forskjeller i valg av problemstillinger og utredningsopplegg mellom de to nivåene som er hovedfokus, men vi har funnet noen perspektiver som vi har bygget på. Figur 1 viser vesentlige innslag av forskjeller knyttet til databehov, men vår analyse har altså fokus på hvilke data som egner seg *både* på strategisk KU og tiltaks-KU (jfr overlappingen mellom de to sirklene i figuren). Dette impliserer etter vår oppfatning at arbeidet med å samle inn data i strategisk KU også bør innebære en vurdering om og hvordan de samme dataene vil få en funksjon i tiltaks-KU.

Avgrensningen til *datautvelgelse* utelukker andre sentrale sider ved KU, som spørsmål om valg av temaområder som skal utredes, den videre bearbeidingen av data i forhold til å vurdere konsekvenser av planen, og til verdsetting av slike konsekvenser.

Vi bruker fylkesdelplan for vindkraft i Hordaland (2000-2012) som illustrasjon på hvordan dataene som presenteres i planen kan være nyttige i arbeidet med KU for konkrete vindkrafttiltak. I en undersøkelse fra Statkraft Grøner (2003), hvor sentrale personer fra forvaltningen er informanter, mente 16 av 17 at det er behov for en helhetlig planlegging for vindkraftutbygging i Norge. I dette planarbeidet vil strategisk KU stå sentralt, med en særskilt KU-plikt for alle slike fylkesdelplaner. Vi ser for oss at denne artikkelen vil kunne gi et bidrag til arbeidet med helhetlig planlegging for vindkraft, nettopp ved å peke på hvordan man kan velge data som både er et beslutningsgrunnlag for planen og som gir et viktig bidrag for senere konsekvensutredninger av vindkrafttiltak.

7.2 Databehov i strategisk KU

Den internasjonale litteraturen har kommet kort i forhold til det å påpeke forskjellene og likhetene i databehov mellom strategisk KU og tiltaks-KU. Selv om metodekunnskapene er godt utviklet for tiltaks-KU, er det få praktiske råd i forhold til det strategiske nivået (Therivel 1994:73, 143). I veiledningen og litteraturen har rådene en tendens til å gå ut på det samme for de to nivåene, og det pekes gjerne bare på at det må foretas en tilpasning. Wood og Djeddour (1991, i Therivel et al. (1994:143)) gir det perspektivet at forskjellene er av en type som bare inviterer til endringer i detaljerings- og spesifiseringsgrad, ikke til andre typer fokus eller metoder. Derimot argumenterer Street (1992, i Therivel et al. (1994:143)) for at databehovene i strategisk KU og tiltaks-KU er såpass forskjellige at det må gjøres mer enn en ren tilpasning, men sier lite om hva dette konkret skal innebære:

... policies, plans, programmes and projects have quite distinct characteristics and that any system requiring the assessment of their environmental impacts should take these differences into account.

Andre forfattere har brukt andre begreper for å beskrive forskjellene. Hvidtfeldt og Kørnøv (2003:29) skriver om KU av kommuneplaner, til forskjell fra konsekvensutredning for tiltak, at den bør "gi en overordnet beskrivelse af den forventede miljøudviklingen som en følge af...planen". Begreper som "indikerende" og "kvalitativ" blir også brukt. Statkraft/Grøner (2003:117) sier at miljøvurderingene i en egnethetsanalyse for vindkraft bør være av "grov karakter", mens The World Commission on Dams bruker uttrykket "lav-intensiv" knyttet til utredning av dammer på det strategiske nivået (WCD 2000:296). Det britiske Miljøverndepartementet fokuserer på at mange miljøkonsekvenser av utbygging ikke kan avdekkes i strategisk plan fordi de er avhengige av spesifikke valg som gjøres ved konkrete tillatelser til utbygging. Strategisk KU bør derfor etablere et "rammeverk" for behandlingen av konsekvenser av tiltak (DoE 1992:3). For alle disse bidragene er det imidlertid et større tolkningsoppdrag å komme frem til hvordan anbefalingene deres får en praktisk utforming om databehov i strategisk KU.

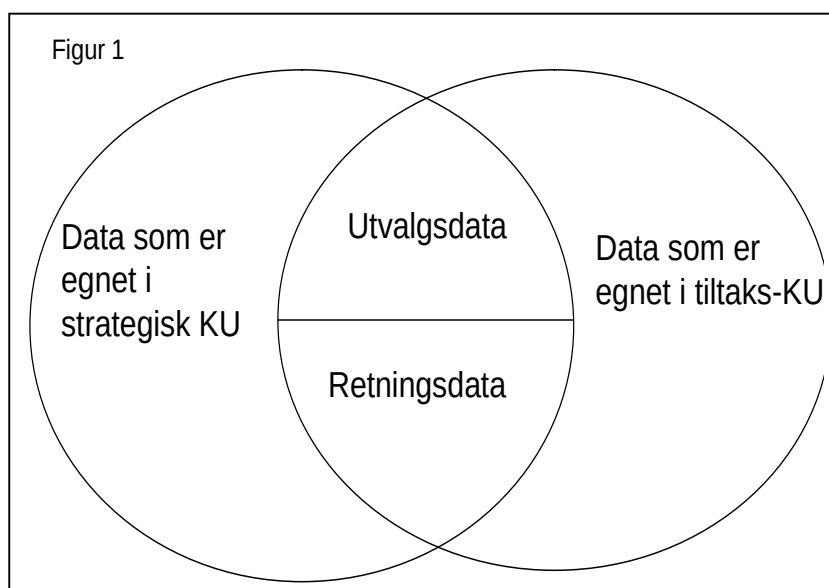
Også Plan- og bygningslovens nye forskrift om konsekvensutredninger av planer og tiltak, av 1. april 2005 (KU-forskriften) er uklar på hva forskjellene mellom strategisk KU og tiltaks-KU vil innebære i praksis. Kravene til innholdet i utredningene er imidlertid formulert noe forskjellig for "overordnede planer" og for "søknad og planer for tiltak" i forskriften (Vedlegg II). Disse forskjellene består

for det første av at overordnede planer handler om at den skal si noe om planens "tiltrettelegging mht utbygging...". Derne st handler det om hvilke "viktige miljøforhold ... som sannsynligvis vil bli betydelig påvirket". Begrepene "viktige miljøforhold", "sannsynligvis" og "betydelig" er borte fra den tilsvarende teksten for tiltaks-KU. I tillegg er man pålagt å gi "en redegjørelse for forholdet til" statlige miljømål, noe man ikke trenger for tiltaks-KU. Vindkraftsektoren, så vel som andre utbyggingssektorer, vil derfor lett befinne seg i en situasjon der disse forskjellene i krav skal fortolkes, bl.a. i forhold til likheter og forskjeller m.h.t. hvilke data som må innhentes og analyseres på de ulike nivåene.

De to modellene vi har utviklet i denne artikkelen utgjør ett skritt i retning av å konkretisere retningslinjene i litteratur og forskrift om hvordan datainnsamlingen i strategisk KU kan bidra med data som også eger seg i tiltaks-KU.

7.3 To modeller for datavalg i strategisk KU

Formålet med de to modellene er å gjøre det lettere å ta stilling til det KU-forskriften omtaler som en arbeidsdeling mellom strategiske konsekvensutredninger og tiltaks-KU. Forskriften presiserer at "forhold som er tilfredsstillende utredet i overordnet plan, ..., skal ikke utredes på nytt", jf. § 8 fjerde ledd. Den går også så langt som å si at KU-plikten bortfaller "dersom virkningene av reguleringsplan eller tiltaket er tilfredsstillende avklart eller belyst i kommuneplanens arealdel eller kommunedelplan", jf. § 3 nr. 3 andre ledd. Det er vår antakelse at forholdet mellom utredningsnivåene som plan- og bygningsloven nå beskriver, kommer til å bli et svært omstridt tema i praksis. Vi tror at modellene, som vi betegner som Utvalgsmodellen og Retningsmodellen (Figur 1), kan bidra til at konsekvensutredningene kan bli bevisste på at dataene som eger seg i strategisk KU også kan være egnede i den etterfølgende tiltaks-KU på det samme arealet. Dermed vil man lettere få et bevisst forhold til denne arbeidsdelingen tidlig i prosessen. Etter å ha presentert modellene, vil vi se hvordan fylkesdelplanen for vindkraft i Hordaland, som et eksempel på en strategisk KU, har i seg elementer av begge modellene.



Utvalgsmodellen

Gjennom det vi betegner som Utvalgsmodellen, argumenterer vi for at en del av dataene man samler inn i strategisk KU også er egnet i tiltaks-KU. Innenfor denne modellen er det i tillegg snakk om *de samme* dataene på begge nivåene. Dermed kan man uten videre ta i bruk disse i påfølgende tiltaks-KU. Hvilke spesifikke data det her er snakk om, blir det sentrale spørsmålet innenfor denne modellen. Vi mener at beskrivelsen som litteraturen og KU-forskriften gir av forskjellene mellom strategisk KU og tiltaks-KU samtidig gir et bilde av likhetene mellom de to nivåene, noe som legger føring for valg av denne typen data.

”Viktige miljøforhold” blir i forskriften nevnt som et sentralt kriterium, noe vi legger til grunn også gjelder for valg av data. Man tar da utgangspunkt i at noen av dataene i tiltaks-KU er mer avgjørende enn andre i forhold til spørsmålet om utbygging, og derfor trengs allerede på det strategiske nivået. Dette kan dreie seg om data som dekker områder eller objekter av spesielt stor *sårbarhet* eller *verdi*. Kværner et al (in prep) skriver at sårbarhetskonseptet er spesielt egnet i en oversiktsanalyse og vurderinger av store arealer, og at denne typen analyser bør anvendes tidlig i den prosessen som går ut på å velge alternativer på et større område, altså i Strategisk KU, slik vi forstår dette. Samtidig vil de samme dataene være aktuelle å bruke

når man også skal vurdere konsekvenser for de mer konkrete forslagene som ligger i en tiltaks-KU. Tilsvarende vil det også være nærliggende å tenke at desto høyere verdi som knytter seg til en konsekvens, desto mer relevant er det at denne konsekvensen blir belyst i et tidlig stadium av arbeidet med alternativer, altså allerede i strategisk KU.

Andre kriterier som ”rammeverk...” og ”grov karakter” kan vise til at man velger noen data fra alle aktuelle temaområder i arbeidet med strategisk KU for å få et *oversiktsbilde* av konsekvensene av utbygging som ikke er like fullstendig som i tiltaks-KU, men allikevel dekkende nok for det strategiske nivået. Her handler det om at utvalget av data vurderes som *representative* for området, men som ikke vil være tilstrekkelig i en tiltaks-KU. Det trenger ikke være noe annet enn kostnad som motiverer dette valget.

Datas *tilgjengelighet* vil også kunne være et motiv innenfor denne modellen, fordi *kostnad* er en viktig grunn til å innhente færre data på det strategiske nivået enn i tiltaks-KU. Man lar da være å samle de mer utilgjengelige dataene i strategiske KU, uten nødvendigvis at dette betyr at man ikke ville hatt nytte av dem. Man tar seg ikke råd til et mer komplett utbyggingsrelevant datasett³⁵, delvis fordi man er oppmerksom på at tiltaks-KU vil måtte medføre at disse samles inn senere for et mer avgrenset geografisk område. Hvis dataene er godt tilgjengelige gjennom eksisterende databaser eller at det er *enkelt* å samle dem inn, vil man kunne innhente et større utvalg data i strategisk KU enn det man ellers ville gjort. Dette innebærer altså at grensen mellom hvilke data som bare egner seg i strategisk KU og data som også egner seg i tiltaks-KU kan variere.

NIKU har hatt et prosjekt i Bamble kommune (<http://plankart.niku.no>), som kan representere et eksempel på Utvalgsmodellen brukt i praksis. Her har man gjort et utvalg av data knyttet til kommuneplanprosessen. Alle de utvalgte dataene vil også være relevante i forhold til en eventuell senere tiltaks-KU, men vil trolig måtte suppleres for å dekke det fulle behovet. Selv om prosjektet har mulighet til å registrere alle tilgjengelige data, også detaljer som måtte finnes om enkeltobjekter, er dette først og fremst en tilrettelegging for en registrering over større områder som legger opp til at man får en oversikt over hovedstrukturene før man eventuelt undersøker enkeltlokaliteter i forbindelse med eventuell tiltaks-KU

³⁵ Samlet plan for vassdrag er et eksempel på et slikt datasett. Dette har imidlertid Stortinget avvist i forhold til vindkraft, jf Innstilling S. nr. 257 (2003-2004) og vedtak nr. 474, 14. juni 2004.

videre. I Bamble dreier dette seg blant annet om Fornminneregisteret, SEFRAK-registeret, historiske kart, markslagskart, løsmassekart og eiendomskart samt informanter (historielag, grunneiere mm), faglitteratur og lokalhistoriske verker.

Retningsmodellen

I *Retningsmodellen* velger man data for strategiske KU som ikke uten videre kan tas i bruk i tiltaks-KU, men som allikevel kan få en funksjon i forhold til hvilke data som vil bli samlet inn i der. Modellen går for det første ut på at dataene i strategisk KU skal angi retningslinjer for hvilke data som vil bli samlet inn i tiltaks-KU. For det andre omfatter modellen data som sier noe om sannsynligheten for å finne andre (gjørne mer detaljerte) data i arbeidet med tiltaks-KU. Begge disse er data som kan gi et grunnlag for å foreta senere konkrete kartlegginger. Dermed har man et grunnlag for å vurdere både om, hvor og hvordan man skal gå videre med å skaffe bestemte data som er egnet i tiltaks-KU.

Litteraturen og KU-forskriften gir også noen retningslinjer som vi velger å knytte til denne modellen. Sett i lys av hvordan vi har formulert modellen, er det mest åpenbare av disse kriteriene å avdekke "sannsynlighet" for å finne data om konsekvenser på tiltaksnivå. Dermed gir disse kildene retningslinjer om at strategisk KU skal gi "oversikt over forventet miljøutvikling" ved utbygging, gi "kvalitative" fremfor kvantitative data.

I metodeutvikling og praksis finner vi eksempler som er i overensstemmelse med Retningsmodellen. NINA og NGU har bl.a. arbeidet med modellering av utvalgte marine naturtyper (Rinde et al. 2004). Utgangspunktet for dette arbeidet er at det vil være for omfattende og kostbart å kartlegge alle marine naturtyper i norske kystfarvann. Formålet med dette arbeidet er "derfor å utvikle metoder for å finne hvor aktuelle naturtyper kan forekomme" (ibid:3). Dermed har man ikke bare en relativt billig analyse som er indikerende, men også "en struktur for å foreta økologiske undersøkelser" senere (ibid:8). Dette vil dreie seg om mer detaljerte undersøkelser som kanskje vil måtte gjøres i forbindelse med tiltaks-KU. For eksempel vil en kartlegging av en naturtype si noe om sannsynligheten for å finne bestemte arter innenfor et område. Modellene som er utviklet er basert på kunnskap om hvilke ikke-biologiske faktorer (som dyp, skrånning, forsenkning og vindeksponering) som påvirker naturtypenes utbredelse. Dette er faktorer som relativt enkelt lar seg registrere og kartfeste (ibid. 3). Dette vil være i overensstemmelse med hva KU-

litteraturen betegner som ”indikerende”, ”mindre detaljerte” og ”lav-intensive” data i strategisk KU.

NIKUs Bambleprosjekt har også noen grep som ligger innenfor denne modellen. Prosjektet presenterer det man kaller ”prognosedata”, og i det ligger det nettopp at data bidrar til å si noe om både hvor man bør lete etter kulturminnedata som må innhentes i forbindelse med tiltaks-KU, og hva sannsynligheten er for å finne slike data i et bestemt område. Et hovedformål med prosjektet er at disse dataene får en anvendelse innenfor den overordnede kommuneplanleggingen, altså i strategisk KU. Begrepet ”strategisk kulturmiljø” brukes også for å markere bruken av data på dette nivået. Et eksempel på slike data er at man har kartfestet høyde over havet og jordkvalitet. Gjennom dette kan man si noe om sannsynligheten for å finne kulturminner/-miljøer av bestemte typer og noe om på hvilke områder man bør lete etter disse.

Oppsummering

De to data-typene representerer to forskjellige former for felles egnethet på de to nivåene. Vi kaller det *utvalgsdata* når de har tilstrekkelige kvaliteter til å kunne brukes direkte i senere tiltaks KU innenfor et gitt temaområde. I mange sammenhenger vil man nok ha behov for å samle inn flere data for å få et fullstendig beslutningsgrunnlag i tiltaks-KU. *Retningsdataene* derimot brukes indirekte ved at de legger til rette for senere innsamling av data innenfor det aktuelle feltet. Vi ser det slik at de to datatypene ikke er gjensidig utelukkende kategorier. For eksempel vil utvalgsdata også kunne gi retning for videre datainnsamling i forbindelse med senere tiltaks-KU.

7.4 Fylkesdelplan for vindkraft

Det er en statlig målsetting å bygge ut 3 TWh vindkraft innen 2010 i Norge, og en rekke vindkraftanlegg langs kysten og på fjellet fra Lista til Finnmark er under planlegging og prosjektering. For de fleste prosjektene kreves konsekvensutredning etter plan- og bygningsloven (tiltaks-KU). Selv om mange i utgangspunktet er enige i satsingen på vindkraft som en miljøvennlig energikilde, har det kommet en rekke protester på flere av tiltakene. En viktig innvending er mangelen på helhetlige planer, enten for landet som helhet eller på regionnivå. Gjennom denne typen planer har man mulighet til å vurdere flere ulike lokaliteter opp mot hverandre, både sett i forhold til hvor vindkraftressursene er best og i forhold til konsekvenser for miljø og samfunn. Dermed har man også muligheten til å redusere konfliktnivået som

kan oppstå i de enkelte konsesjonsprosessene. I tillegg vil planen kunne legge til rette for arbeidet med datainnsamling i tiltaks-KU, som altså er vårt anliggende i denne artikkelen.

Til nå er det utarbeidet fylkesdelplaner for vindkraft i Hordaland og Finnmark, og egnethetsanalyse i Rogaland. I denne artikkelen vil vi bruke fylkesdelplanen for Hordaland (2000-2012) som illustrasjon på hvordan data man samler inn på det strategiske nivået også kan være egnet i forbindelse med senere tiltaks-KU. I den forbindelse bruker vi Utvalgsmodellen og Retningsmodellen som referanserammer. Formålet med dette er å gi innspill til arbeidet med sammenhengen mellom strategisk KU og tiltaks-KU. Mer konkret viser vi hvordan arbeidet med å samle inn data i strategisk KU også bør medføre en vurdering om og hvordan de samme dataene vil få en funksjon i tiltaks-KU.

Fylkesdelplanen i Hordaland har en tredelt målsetting: 1) Det skal bygges ut vindkraft i fylket, 2) Areal med godt energipotensial og lavt konfliktnivå skal prioriteres, 3) Det skal produseres 300 GWh fra vindkraft i Hordaland innen 2010. Planen inneholder dessuten åtte fylkespolitiske retningslinjer, hvor to er myntet på den kommunale arealplanleggingen og seks er myntet på den konkrete prosjektplanleggingen. Fokuset i planen er større vindkraftprosjekter. Man har gjennomført en analyse av mulige vindkraftarealer i de 10 ytterste kystkommunene i fylket³⁶, og det er denne analysen som er av særlig interesse i denne sammenhengen. Analysen er gjort ved bruk av geografiske informasjonssystemer (GIS) og digitale kartdata. Et av kartene viser grad av konflikt for de ulike områdene, og et annet kart viser vindkraftpotensialet sammenstilt med konflikttemaene. Ved å holde sammen denne informasjonen med vindressurskartene er formålet å komme fram til potensielle områder med gode vindressurser og i minst mulig konflikt med andre interesser. De temaer man har vurdert konfliktnivået i forhold til er:

- Kirker
- Områder for boliger og fritidsbygg
- Kulturlandskap (som er vurdert som regionalt viktige)
- Verneområder (naturrestervater og landskapsvernområde)
- Gravplasser
- Fornminner

³⁶ Austrheim, Fedje, Radøy, Øygarden, Fjell, Sund, Austevoll, Fitjar, Bømlo og Sveio.

- Offentlige veier

Hovedprinsippet er at anleggene bør plasseres lengst mulig bort fra de angitte temaområdene som ikke tåler slike inngrep i nærheten. Ved hjelp av GIS-analyse har man laget bufferavstander for hvert av konflikttemaene. Denne typen avstander vil også bli brukt i tiltaks-KU for de områdene man velger å gå videre med. Dette faller dermed inn under det vi betegner som Utvalgsmodellen.

Med utgangspunkt i bufferavstandene opererer man i planen med en tredeling av vurdering av konfliktnivåene. Dette gjøres på følgende måte, eksemplifisert med boliger og fritidsbebyggelse:

I ein radius på 100 meter rundt alle bustadhus og fritidsbustader vil eit vindkraftanlegg vere i **direkte konflikt** med den eksisterande arealbruken. Desse områda er mørkegråe på kartet. Vidare kan ein rekne med at innanfor ein radius på 300 meter vil det vere ein **sannsynleg høg konflikt** (mellom-grå), og innanfor 500 meter vil det vere ein **sannsynlig konflikt** (lysegrå). Utanfor denne bufferen er det vanskelig å uttale seg om verknadene i sin slik generell grovmaska GIS-analyse, men inntil vidare kan ein seie at utanfor 500 meter er det konfliktfritt (kvite område) (side 49).

Fylkesdelplanen knytter betraktninger om ”sannsynlig (høy) konflikt” til buffersonene. Planen er ikke tydelig på om det her foreligger et behov for undersøkelser i tiltaks-KU med sikte på å klargjøre konfliktgraden ytterligere. Videre snakker man om konfliktfrie områder utenfor den ytterste bufferen, men denne karakteristikken modifiseres ved å slå fast at disse bare inntil videre vurderes som konfliktfrie. Dermed slår man indirekte fast at sannsynligheten for konflikt er mindre her, men man er allikevel åpne for at dette vil måtte undersøkes nærmere. Dette grepet faller dermed innenfor vår Retningslinje-modell, fordi fylkesdelplanen gir viktige angivelser av mulige konflikter innenfor utvalgte temaer og områder. Dette har vært et godt nok beslutningsgrunnlag for fylkesdelplanen, som legger føringer på hvilke avgrensede områder som er mest aktuelle for konsesjonsbehandling. For disse områdene vil man allikevel måtte følge opp med grundigere undersøkelser i tiltaks-KU, blant annet basert på dataene i fylkesdelplanen.

Andre konflikttema er også vist på kartene, uten å bli tatt med i betraktning i vurderingen av konfliktnivå. Det blir derfor presisert at disse konflikttemaene må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Dette dreier

seg om friluftsområder³⁷, vernetemaer i kommuneplaner³⁸, verna vassdrag, andre viktige naturområder³⁹ og strandsonen (100-metersbeltet). Mulige planer for å bygge vindkraftanlegg innenfor noen av disse områdene vil ha nivåer av konflikt knyttet til seg. Dette alene sier imidlertid ikke noe om konfliktens spesifikke omfang, og det å klargjøre hva den består i mer konkret vil kreve videre data-innsamling. Dette er derfor et godt eksempel på retningsdata, siden dataene om dette er et første steg i retning av en klargjøring av konflikt.

Innenfor fylkesdelplanen har man allikevel ikke sett et behov for å klargjøre konfliktene knyttet til disse temaene, og man ser da tydeligvis på dette som et tilstrekkelig utredningsnivå innenfor en slik strategisk KU.

Noen temaer er ikke inkludert i analysen i det hele tatt,⁴⁰ noe som i følge planen i hovedsak skyldes at det ikke finnes tilgjengelige digitale data for disse temaene. Det å kun nevne temaene, blir da den minst ambisiøse formen for retningsdata. Det at temaene finnes antyder hvor det kan være konflikt, og blir dermed en slags sjekkliste i forhold til tiltaks-KU.

I plandokumentet blir det presisert at kartene med konfliktvurderinger ikke må forstås slik at vindkraftprosjekter automatisk må ekskluderes selv om det er registrert konflikter. I fylkesrådmannens innstilling blir det også påpekt at "analysen må sjåast som eit første skritt på vegen, og ein "ver varsam-plakat" i høve til etablering av vindkraftanlegg... Analysen kan derfor kanskje syne kor ein kan byrje leitinga etter gode vindkraftareal" (fylkesrådmannen 2000). Man ser altså på den utredningen som er gjort med stor usikkerhet i forhold til faktisk utbygging. Dette ansees allikevel som tilstrekkelig på dette nivået, men man trenger ytterlige data i forbindelse med konsesjons-behandling og tiltaks-KU. Dette er et uttrykk for at det er en vesentlig

³⁷ Hentet fra naturbasen til fylkesmannens miljøvernavdeling.

³⁸ Dette omfatter områder som er båndlagt etter annet lovverk, friområder, natur- og friluftsområder i sjø og vassdrag, og andre særskilte verneområder.

³⁹ Også hentet fra naturbasen til miljøvernavdelingen.

⁴⁰ I følge plandokumentet blir ikke følgende temaer inkludert i analysen: Radiolinjer, Forsvarets interesser, luftfart, visuell virkning på landskap, andre viktige kulturlandskap, nyere tids kulturminner, DN's kart over inngrepsfri natur, leveområder for trua arter av planter og dyr og planlagte boligområder. Disse blir betegnet som minusfaktorer. Plussfaktorer, dvs. temaer som en antar virker positivt i forhold til å plassere vindkraftanlegg, som ikke er inkludert i analysen er eksisterende infrastruktur og evt. samlokalisering med andre tekniske inngrep.

mangel på utvalgsdata i utredningen, noe man heller ikke kan forvente på dette nivået. På den andre siden er det har konsesjonsmyndigheten fått retningsangivelser for hvor hvilke områder man nå kan lete etter egnede vindkraftarealer, med andre ord hvor og på hvilke tema-områder man kan samle inn data som har en tilstrekkelig kvalitet til å kunne brukes i tiltaks-KU.

7.5 Oppsummering og konklusjon

Vi har tatt utgangspunkt i det perspektivet at en arbeidsdeling mellom strategisk KU og tiltaks-KU ikke trenger å være fullstendig (jf. Figur 1), en tanke som er et tydelig utgangspunkt flere steder i KU-forskriften og som litteraturen på området også behandler. Dermed oppstår det en overlapping mellom de utredningene som egner seg på henholdsvis det ene og det andre nivået. I denne artikkelen har vi sett på denne overlappingen i forhold til de valgene av data man gjør i strategisk KU for å utrede konsekvensene for noen bestemte temaer innenfor et større område. Formålet med denne artikkelen har, i første omgang, vært å beskrive de dataene som egner seg begge steder, og vi har funnet at en deling i to forskjellige kategorier har vært nyttige for å beskrive vesentlige forskjeller mellom disse dataene. Disse kategoriene har vi kalt ”retningsdata” og ”utvalgsdata”.

I fylkesdelplanen finner vi i større utstrekning retningsdata enn utvalgsdata. Det innebærer at dataene får den funksjonen at de gir retning for videre datainnsamling i etterfølgende tiltaks- KU. Denne nytten kommer da i tillegg til det primære formålet med KU for denne typen planlegging, som er å få et beslutningsgrunnlag for å peke ut de best egnede lokalitetene for vindkraftanlegg.

Et viktig formål med artikkelen er å gi noen første angivelser av hvordan dataene som man samler inn i forbindelse med strategisk KU kan få en anvendelse i arbeidet med tiltaks-KU. Dette tar utgangspunkt i at strategisk KU gjerne vil komme før tiltaks-KU i tid. Vi tenker at det allerede på det tidspunktet er nyttig å identifisere data som vil kunne egne seg også i tiltaks-KU. Et slikt fokus hos de som arbeider med en strategisk KU forutsetter god kjennskap til tiltaks-KU på sektoren. Etter vår oppfatning kan dette da gjøres med stor grad av presisjon. Vi ser for oss at måten vi har beskrevet data som egner seg begge steder, er et arbeidsredskap i den sammenhengen.

Med utgangspunkt i datainndelingen som er presentert i Figur 1, ser vi for oss at det er mulig å stille en rekke nyttige spørsmål i arbeidet med datainnsamlingen i strategisk KU: Er et tenkt datasett tilstrekkelige til

å også kunne brukes i senere tiltaks-KU på det samme arealet? Hva skal til for å gjøre datasettet tilstrekkelig for tiltaks-KU? På hvilken måte vil et datasett som egner seg i strategisk KU bidra til å gi retning for arbeidet med å samle inn data til tiltaks-KU?

Vårt studium av vindkraftplanen for Hordaland viser at mange data kan være egnet både i strategisk KU og tiltaks-KU. Dermed vil man ha mange muligheter for å ta opp disse spørsmålene innenfor et planarbeid av denne typen.

Litteratur

DoE (1992): Policy Appraisal and the Environment. Department of the Environment. UK.

Fylkesrådmannen i Hordaland (2000): Forslag til innstilling til Fylkesdelplan for vindkraft.

Hanssen, M. (1999): Miljøvurderinger av planer og programmer. EU-kommisjonenes forslag til direktiv sett i en norsk kontekst. NIBR-rapport 1999:5.

Hordaland fylkeskommune (2000): Fylkesdelplan vindkraft 2000-2012.

Hvidtfeldt, H. og L. Kørnøv (2003): Strategisk miljøvurdering af kommuneplaner III – om metoder, process og organisation. Skov & Landskab, By- og Landsplanserien Nr. 22-2003.

Kværner, J., Swensen, G. og Erikstad, L. (in prep): Assessing environmental vulnerability in EIA – the content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure

Miljøverndepartementet: Forskrift om konsekvensutredninger 1. april 2005

Rinde et al. (2004): Modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS-klasser. To delprosjekter under det nasjonale programmet for kartlegging og overvåkning av biologisk mangfold. NINA Oppdragsmelding 807.

Statkraft/Grøner (2003): Vindkraft og miljø – en erfaringsgjennomgang.

Therivel, R., Wilson, E., Thompson, S., Heaney, D., Pritchard, D. (1994): Strategic environmental assessment. Earthscan.

WCD (2000): The report of the World Commission on Dams. Earthscan.

8 Aktører, roller og ansvar i KU-arbeidet

Arne Tesli, NIBR

8.1 Innledning

En konsekvensutredning som er gjennomført på en skikkelig måte, burde danne et godt grunnlag for å avdekke mulige virkninger og konsekvenser for miljø, naturressurser eller samfunn. Men KU-arbeidet er ikke alltid like godt eller tilfredsstillende utført, og KU-systemet kan sies å være under press fra ulike hold. Enkelte mener at kostnads- og tidsbruken med konsekvensutredninger er altfor stor, og at utredningene burde kunne gjennomføres mye raskere og enklere. Andre, derimot, mener at konsekvensutredningene burde være mye grundigere, bære mindre preg av å være et partsinnlegg for utbyggingsinteresser, og burde gå mye lengre i sin dokumentasjon og beskrivelse av potensielle samfunns- og miljøvirkninger. Samtidig er det mange ulike aktører som er involvert i KU-arbeidet, og som har ulik bakgrunn, posisjon, interesser og synspunkter, og som relaterer seg til konsekvensutredningssystemet på forskjellige måter. I dette kapitlet drøftes ulike aktørers roller og ansvar i KU-arbeidet og KU-prosessen.

8.2 KU-prosessen

De norske KU-bestemmelsene som har vært gjeldende fra 1990⁴¹ angir en klar KU-prosess, som innledes med at det skal sendes en

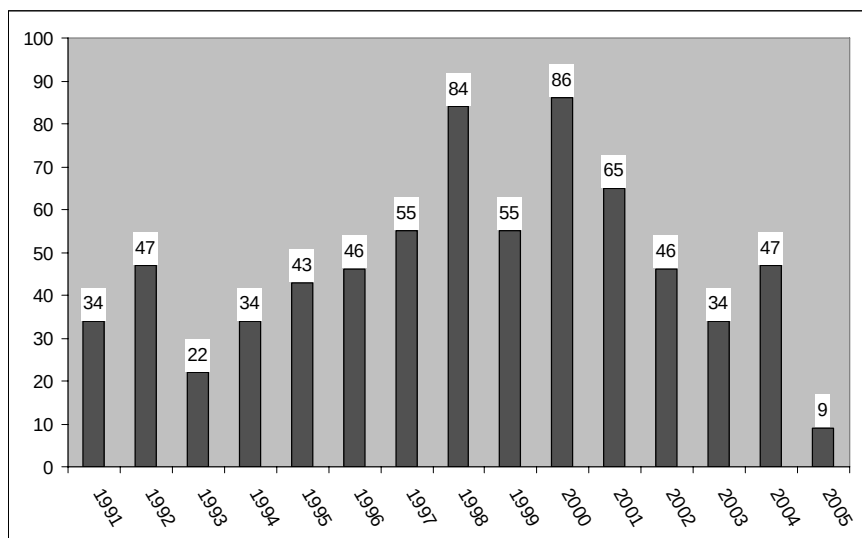
⁴¹ Nye, reviderte KU-regler trådte i kraft fra 1.4.2005. I denne artikkelen har vi tatt utgangspunkt i KU-regelverket, slik det var gjeldende fram til 1.4.2005.

melding. Det forutsettes at tiltakshaver (utbygger) utarbeider en *melding* om tiltaket så tidlig som mulig under planleggingen. I meldingen beskrives tiltaket og det man ut fra tilgjengelig kunnskap og informasjon i utgangspunktet kan si om dets antatte konsekvenser for miljø, naturressurser eller samfunn. Samtidig skal tiltakshaver komme med et forslag til utredningsprogram (UP) som skal klargjøre og spesifisere videre utredningsbehov.

Meldingen sendes via ansvarlig myndighet på høring til berørte myndighetsorganer og interesseorganisasjoner, og legges ut til offentlig ettersyn for å informere berørte enkeltpersoner og andre interesserte. Høringen skal bidra til generell orientering om tiltaket til berørte aktører, og skal gi dem muligheter til å komme med synspunkter og uttalelser om tiltaket og dets konsekvenser, som så skal behandles og vurderes av ansvarlig myndighet. Etter høring av meldingen, med tilhørende forslag til utredningsprogram, fastsetter *ansvarlig myndighet* et *utredningsprogram* (UP) som skal være førende for det videre konsekvensutredningsarbeidet. Utredningsprogrammet skal fokusere på de spørsmål som anses som viktigst eller mest relevante å utrede i forhold til de beslutningene som skal fattes. Tiltakshaver skal stå for utarbeiding av, og bekoste konsekvensutredningen. Resultatene presenteres i en *KU-rapport* som sendes på en høringsrunde tilsvarende den for meldingen, samt at det arrangeres et offentlig møte for å orientere om tiltakets mulige konsekvenser. Dersom nye forhold avdekkes, kan ansvarlig myndighet kreve tilleggsutredninger. Hvis utredningsplikten anses som oppfylt, utarbeider ansvarlig myndighet et *sluttdokument* som også skal inneholde et Miljøoppfølgingsprogram (MOP) med forslag til avbøtende tiltak og program for overvåking og etterprøving av tiltakets faktiske konsekvenser i anleggs- og driftsfasen.

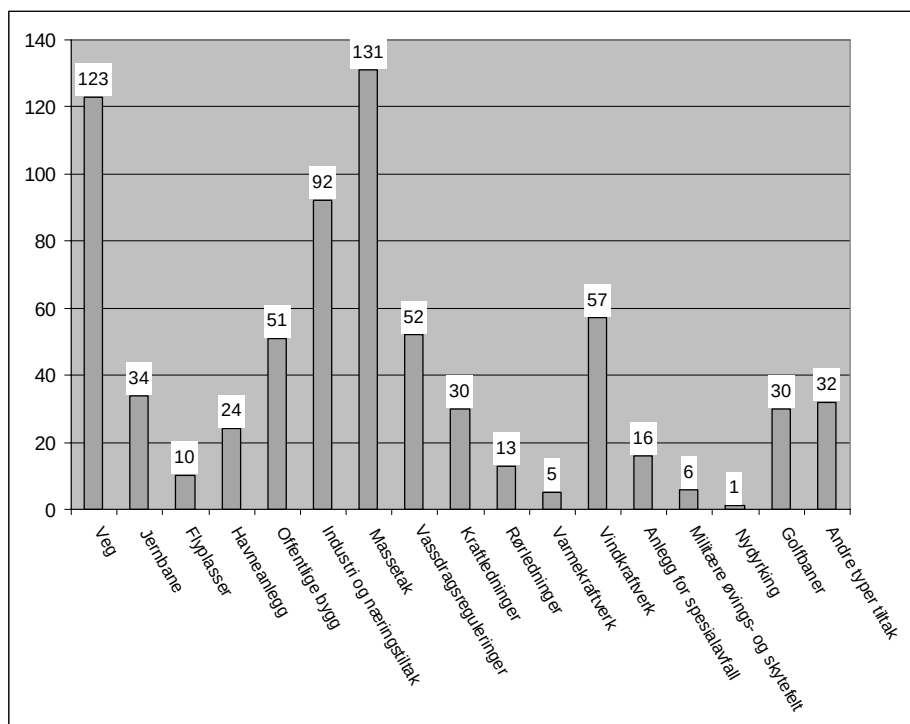
8.3 KU-praksis 1990-2005

Fram til de nye KU-bestemmelsene trådte i kraft 1.4.2005 var det registrert om lag 707 KU-tiltak. Antallet registrerte meldinger lå på ca. 38 pr. år i perioden 1990-96. Fra 1997 har man hatt omlag 59 meldinger pr. år. En oversikt over antall KU-tiltak pr. år er gjengitt i figur 8.1

Figur 8.1 *Antall registrerte KU-tiltak 1991-2005*

De hyppigst forekommende tiltakstypene som fanges inn av KU-bestemmelsene har vært massetak og veganlegg. I årene som har gått siden innføringen av KU-kravet har – samlet sett – mer enn 250 massetak og veganlegg blitt behandlet. Dette er mer enn tredjeparten av det totale antallet saker i perioden. Andre viktige tiltakstyper har vært industri- og næringstiltak, med særlig mange slike tiltak i perioden 1996-2002. Disse tre typene tiltak har vært dominerende i hele perioden, mens andre tiltak har vært sentrale i deler av perioden. Jernbanetiltak, som var en viktig tiltaksgruppe på 1990-tallet, har vært ute som tiltak etter år 2000. Det samme gjelder flyplasser. Mens tiltakstyper som golfbaner og vindkraftanlegg, som ikke fantes før 1997, har vært dominerende innslag de senere årene. Vindkraftanlegg har for eksempel i løpet av noen få år blitt så omfattende at denne tiltakstypen nå er fjerde viktigste tiltakstype (målt i antall meldte tiltak) når hele perioden ses under ett. Figur 8.2 gir en oversikt over antall KU-tiltak 1991-2005 etter tiltakstyper.

Figur 8.2 Antall KU-tiltak etter tiltakstype, 1991-2005.



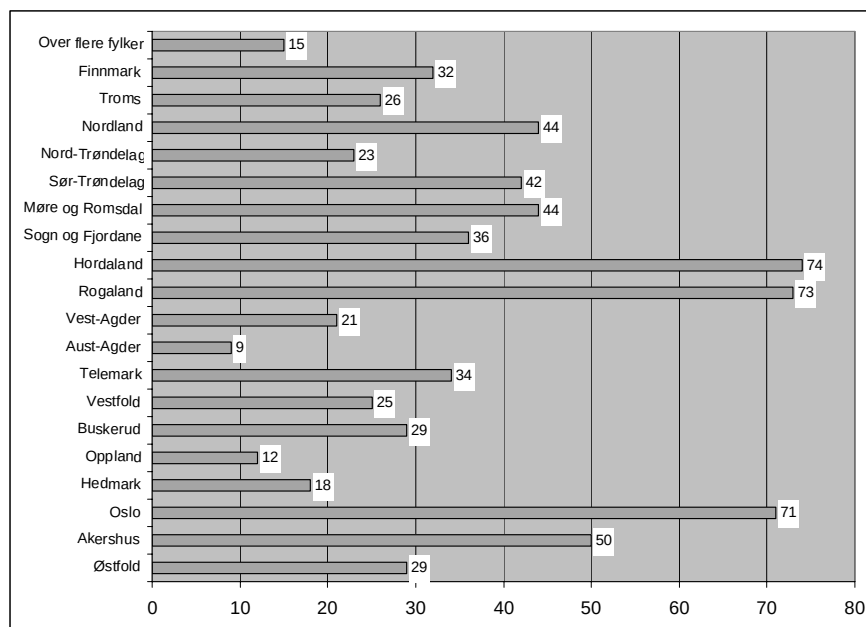
8.3.1 Fylkesvis fordeling av KU-tiltak 1991-2005

Antallet registrerte KU-tiltak varierer geografisk og avspeiler i stor grad hvor investeringsaktiviteten i fastlands-Norge er størst. KU-aktiviteten har vært klart høyest i tre fylker: Oslo, Rogaland og Hordaland. Antallet KU-tiltak i utkant-fylker som Nordland, Troms og Finnmark har imidlertid økt sterkt de senere årene. Dette kommer primært av at man har fått KU-meldinger for et stort antall vindkraftverk i disse fylkene. I Finnmark er det registrert 14 meldinger for vindkraftverk siden 1998; mens det har vært meldt henholdsvis seks og fem vindkraftverk i fylkene Troms og Nordland.

I 1998 og 2000 hadde man et tydelig høyere antall meldinger enn andre år. I 1998 kan dette blant annet ha å gjøre med at det dette året ble meldt mange skolebygg i Oslo. Oslo kommunes skoleprosjekt-meldinger var generert ut fra kommunens tolkning av hva som skulle inngå som Vedlegg II-type tiltak og de tilhørende § 4 kriteriene for å utløse konsekvensutredning. Intensjonen har alltid vært at KU skal anvendes på prosjekter som kan ha betydelig virkning på miljø,

naturressurser og samfunn. En kan jo spørre seg om dette gjelder for de angjeldende skolebygg i Oslo, som ellers inngår i arealplan-regulerte områder. Figur 8.3 gir en oversikt over den fylkesvise fordelingen av KU-tiltak 1991-2005.⁴²

Figur 8.3 *Antall KU-tiltak 1991-2005 etter fylke.*



8.4 Involverte aktører

Noen av de mest sentrale aktørene i KU-systemet er: **tiltakshaver**, og **konsulent; ansvarlig myndighet**; og **offentlige høringsinstanser**. Disse er normalt direkte involvert i arbeidet med den enkelte KU. I tillegg vil det i større eller mindre grad være deltakelse av:

- Berørte aktører
- Miljøorganisasjoner
- Frivillige organisasjoner og
- Vanlige folk.

⁴² Se Årbok for konsekvensutredninger 2005 for en detaljert oversikt over KU-tiltak som er registrert i de ulike fylkene 1991-2005.

8.4.1 Ansvarsforhold og rollefordeling

I de norske KU-bestemmelsene er det fastsatt nokså klare regler og retningslinjer for prosess og fremgangsmåte i forbindelse med gjennomføringen av en konsekvensutredning, og intensjonen er at man skal ha *god kommunikasjon* og et *godt system for utadrettet informasjon om det enkelte tiltak og dets virkninger og konsekvenser*. Alle aktører har i prinsippet rett til, og skal gis gode muligheter til, å delta i KU-prosessen og til å øve innflytelse på de beslutninger som fattes. I utgangspunktet er det imidlertid ganske klart at de som har *kunnskap* om det planlagte tiltaket, om KU-systemet og KU-prosessen, også vil være de som har best muligheter og forutsetninger til å øve innflytelse på konsekvensutredningen og beslutningsprosessen. Mens vanlige folk og aktører i utgangspunktet normalt ikke kan forventes å ha kunnskaper hverken om KU-prosessen eller det aktuelle tiltakets virkninger eller konsekvenser. På denne måten blir det en *iboende ulikhet* mellom tiltakshaveren med kunnskapen på den ene siden, og berørte parter og andre aktører, på den andre. Den *ulikheten* som ligger innbakt i dette, er det meningen at konsekvensutredningen og KU-prosessen skal bidra til å motvirke, eller oppveie, gjennom mest mulig *åpenhet* og *utadrettet kommunikasjon, informasjon og deltakelse og medvirkning for vanlige aktører*. Dette forutsetter imidlertid også at *noen har en klar oversikt over prosessen*, samt et *ansvar for at de ulike aktørene får en reell og skikkelig mulighet til å øve innflytelse* på konsekvensutredningen og beslutningsprosessen.

I Norge er det som nevnt *tiltakshaver* som har ansvaret for å frambringe *Melding* og for utarbeiding av *Konsekvensutredningsrapport*. Tiltakshaver skal også komme med *forslag til utredningsprogram* i forbindelse med presentasjonen av meldingen. Hensikten med – og det offentliges argumentasjon bak – å gi tiltakshaver dette ansvaret, har vært at man ønsker at tiltakshaver skal *integrere miljøhensyn i sin planlegging* og sitt løpende arbeid.

Ansvaret for godkjenning av den enkelte konsekvensutredning ligger hos den myndighet som skal fatte planvedtak om tiltaket. Dette er i de fleste tilfeller kommunen. I Norge er det, med andre ord, ikke miljøvernmyndighetene som har ansvaret for å godkjenne en konsekvensutredning. Hovedhensikten med å la kommunene få større ansvar for håndtering og godkjenning av konsekvensutredningene har vært å få til en bedre *samordning mellom konsekvensutredning og plan* ved at myndighetsorganet som har ansvaret for godkjenning av planen, også skal ha ansvaret for godkjenning av konsekvensutredningen.

8.4.2 Departementenes rolle

En rekke departementer er sentrale og overordnede aktører i KU-arbeid: Samferdselsdepartementet, Olje- og energidepartementet, Nærings- og handelsdepartementet, Administrasjonsdepartementet og Forsvarsdepartementet er viktige aktører. Men departementenes direkte involvering har blitt redusert gjennom delegering av ansvaret for håndtering av sakene til underliggende etater eller instanser. I tillegg er direktoratene under Miljøverndepartementet: SFT, DN og RA sentrale aktører. Det samme gjelder Fylkesmannens miljøvernnavdeling (MVA).

Innenfor helsesektoren arbeides det med en styrking av kunnskapen om og anvendelsen av KU-bestemmelsene i det forebyggende helsearbeidet. Her er det en klart identifisert interesse for tverrfaglig samarbeid og utredninger.

8.4.3 Aktørenes medvirkning og innflytelse i KU-prosessen

I det norske KU-systemet får **tiltakshaver** naturlig nok en **sterk posisjon** til å øve innflytelse på og påvirke beslutningsprosessen. I forhold til dette, kan man stille spørsmål om konsekvensutredningene i tilstrekkelig grad blir *nøytrale nok*, om de blir *objektive nok*, eller om de kanskje i for sterk grad blir en formidling av tiltakshavers synspunkter og interesser. I det norske KU-systemet, blir det således en sentral oppgave for de **offentlige høringsinstansene** – og kanskje i særlig grad **ansvarlig myndighet (AM)** – å sørge for at så **ikke** skjer. AM skal ikke godkjenne en utredning som ikke drøfter ulike alternativer og som ikke er tilstrekkelig balansert i sin framstilling. Og man skal ha sørget for at de ulike aktørene – med ulike interesser, og ulik ressursgrunnlag, innflytelse og makt – skal ha gode og **like** muligheter til å være informert om det som er planlagt og det som skjer, og om de mulige konsekvensene av tiltaket; til å følge med i prosessen; til å komme med innspill; og til å øve innflytelse på prosessen. Men i hvilken grad skjer dette i virkeligheten, og *hvor går grensen for en slik balansert framstilling? Og hvordan kan man i praksis sikre at man får en mest mulig nøytral og objektiv framstilling. Hva avdekker praksis mht. nøytral og balansert framstilling av et tiltak og dets konsekvenser?*

Vårt utgangspunkt er at KU-tilnærmingen og KU-systemet er fornuftig og et viktig miljøforvaltningsverktøy. Samtidig er det avgjørende at konsekvensutredninger gjennomføres på en skikkelig

måte, seriøst, ryddig og balansert. En framstilling av et tiltaks mulige virkninger og konsekvenser som ikke er tilstrekkelig nøytral – eller som er helt skeiv, og som blir godkjent, kan skape tvil om konsekvensutredningens verdi, og kan på sikt bidra til å underminere systemets legitimitet og den tillit de forskjellige aktører har til KU-systemet. Derfor er det avgjørende at KU-prosessen og aktiviteten gjennomføres på en god og balansert måte, og følges med årvåkenhet og integritet.

Særlig sett i forhold til den *desentraliserte forvaltningsmodellen* man har i Norge, hvor *kommunene* har fått et grunnleggende ansvar for å *forvalte* KU-systemet og *godkjenne den enkelte KU*, blir det også viktig å vurdere i hvor stor grad man i den enkelte kommune har *kompetanse og kapasitet til å ivareta dette ansvaret*. I enkelte tilfeller kan man også støte på problemer knyttet til habilitet og integritet hos de ulike myndighetsorganene – dette er også et spørsmål det er viktig å forholde seg til.⁴³

8.4.4 Sentrale problemstillinger og spørsmål

I hvilken grad har de ulike aktørene:

1. En reell og god mulighet til å delta i prosessen:
 - a. Få informasjon;
 - b. Bli hørt;
 - c. Komme med høringsuttalelser; og
2. I hvilken grad blir det de sier:
 - a. Oppsummert i dokumentasjonen og tatt hensyn til i den videre behandling?
 - b. Og får det noen innflytelse på de endelige beslutninger som fattes?
3. Har det noe å si hva slags *sektor* det er, og
4. Har det noe å si hvem det er som er *Ansvarlig myndighet*, om det er en liten kommune eller en stor kommune, og er det av betydning for KU-prosessen om det er en stor eller liten etat? Og hvordan virker dette i forhold til muligheten for å øve innflytelse på de endelige beslutningene som fattes.

Dette må blant annet sees i forhold til:

- Ansvarlig myndighets drøfting og vurdering av høringsuttalelsene;

⁴³ Dette behandles også av Øystein Aas i neste kapittel.

- Hvordan saken oppsummeres, og ansvarsfordelingen og gjennomføringen av den videre oppfølgingen av tiltaket – Bl.a. i Miljøoppfølgingsprogrammet; og
- Hvilken rolle har miljøvernmyndighetene representert ved for eksempel Fylkesmannens Miljøvernavdeling (MVA) i forholdet til innholdet i, og behandlingen av, den enkelte konsekvensutredning.

8.5 Ansvarlig myndighets håndtering av noen konkrete konsekvensutredninger

Case: Golfbane i en mellomstor kommune

Golfbane hvor melding ble sendt i 1998.

Ansvarlig myndighet (AM) for dette tiltaket er kommunen i en mellomstor kommune (14.000 innbyggere).

I behandlingen av denne konsekvensutredningen stiller AM små krav til konsekvensutredningens innhold og prosess. Man sitter igjen med et inntrykk av at det fra kommunens side er stor interesse og iver etter å få godkjent konsekvensutredningen så raskt som mulig, slik at man kan komme i gang med iverksettingen av tiltaket.

Håndteringen av KU virker også inn på de føringer og instruksjoner som legges på den videre saksbehandling, og har dermed også mye å si for de ulike aktørenes muligheter – eller mangelen på sådan – til å øve innflytelse på KU-prosessen og de relaterte beslutninger.

Case: Forbrenningsanlegg i stor kommune

Ansvarlig myndighet: Relativt stor kommune (ca. 69.000 innbyggere)

I en kommentar til en uttalelse fra en Frivillig organisasjon sier AM:

En har forståelse for den uttrykte bekymring. En oppfatter (Navn Frivillig organisasjon) slik at de mener at de nevnte helse- og miljøundersøkelser skal kommunen, det offentlige, stå for. I saken her behandles konsekvensutredninger hvor tiltakshaver har utredningsplikt (se innledningen foran). Som eksempel går det bl.a. på å beskrive luftkvaliteten i nåsituasjonen m.v. **Utredninger utover tiltakshavers plikt (plikten blir spesifisert i utredningsprogrammet) må i tilfelle (frivillig organisasjon) ta opp som annen sak med kommunen.**

Det kan her virke som om AM er litt forvirret eller feilinformert med hensyn til hva ulike aktører kan be om at det skal tas hensyn til i en konsekvensutredning. Det er AM som skal bestemme hva som er relevant å utrede, og AM kan også kreve tilleggsutredninger dersom det dukker opp eller avdekkes forhold i KU-prosessen som man mener er så vesentlige at det skal tas hensyn til det.

I forskriftene heter det:

Dersom det i utredningen eller på annen måte avdekkes nye forhold som kan ha vesentlig betydning for tiltakets virkninger på miljø, naturressurser eller samfunn, kan myndigheten kreve tilleggsutredninger.

Vi ser at man selv i forholdsvis *store kommuner* kan ha problemer med å tolke, og forholde seg til deler av prosedyren og reglene i KU-bestemmelsene på en klar måte, og kan dermed ha problemer med å ha en skikkelig behandling av innkomne høringsuttalelser i forhold til den plass de har rett til å få i den videre saksbehandlingen.

Dette innebærer også at man i en viss grad får uklarhet mht hva som blir fremhevet og krevd i *Sluttdokument* og i *Miljøoppfølgingsprogrammet* (MOP).

Case: Massetak i liten kommune

Massetak: Melding sendt i 2000

Lokalisering: Liten kommune (3.700 innbyggere)

Ansvarlig myndighet: **Bergvesenet**

Ansvarlig myndighet har behandlet et stort antall slike saker, og har en god oversikt og forståelse av hva som skal kreves og bør gjøres i forbindelse med en konsekvensutredning. AM gir klare instruksjoner for, og legger konkrete føringer i forbindelse med fastsettingen av *Utredningsprogrammet*, og dermed også for selve utformingen av og gjennomføringen av KU-arbeidet.

AM klarer i dette konkrete tilfellet å forholde seg til de ulike høringsuttalelsene som kommer inn på en ryddig og systematisk måte, klarer å innarbeide dem i de aktuelle dokumentene, og klarer på en god måte å trekke det med i det videre utredningsarbeidet og i miljøoppfølgingsprogrammet, (med avbøtende tiltak o.l.) der dette er relevant og nødvendig. Som vi har vist i forangående eksempel, er det å få ansvarlig myndighet til å fungere på en såpass klar og god måte i forhold til KU-bestemmelsene, noe som man kan ha problemer med, selv i mellomstore og store kommuner.

Case: Utbygging av offentlig havn i stor kommune

Tiltakstype: Offentlig havn

Ansvarlig myndighet: Kystverket 1. distrikt (Tidl. Kystdirektoratet)

Her virker det som om ansvarlig myndighet har forholdsvis bra kunnskap om KU-prosessen, og sin rolle som ansvarlig myndighet. Men samtidig ser det ut til at man har en viss usikkerhet mht. i hvilken grad man kan *kreve* noe i motsetning til det å komme med *henstillinger* i utredningsprogrammet:

Beskrivelse og konsekvensene for landskapet, dets sårbarhet og tålegrense i forhold til inngrep skal visualiseres. For å visualisere virkningene for landskapet i tiltaks- og influensområdet er det **fordelaktig** om det benyttes perspektivtegninger, fotomontasje eller dataassistert visualisering,

Ansvarlig myndighet har i denne saken vært dyktig til å få med *klare, relevante* og antatt *viktige høringsuttalelser* fra høringsinstansene, med påpekning av svært relevante momenter, og ansvarlig myndighet har også vært dyktig til å oppsummere disse uttalelsene, og ta dem med i utredningsprogrammet og den videre KU-prosessen.

Samtidig sier AM i en kommentar til høringsuttalelsene fra SFT: Kystdirektoratets kommentar: "Tiltakshaver skal i konsekvensutredningen komme med forslag til avbøtende tiltak for å forhindre/dempe ulemper ved tiltaket. Kystdirektoratet anbefaler at Statens forurensningstilsyn sine anbefalinger blir *vurdert*." – Hva med å *kreve dem utredet*?

I utredningsprogrammet snakkes det altså om *anbefalinger* og *henstillinger*, og ikke om pålegg, direktiv og krav. Man kan spørre seg om dette er tilstrekkelig i forhold til KU-bestemmelsenes intensjon og krav.

8.5.1 Håndtering av høringsuttalelsene

Det er flere eksempler på at relevante høringsuttalelser ikke alltid blir skikkelig drøftet eller behandlet i den videre KU-prosess. Dette tyder på at kvalitetssikringen av KU-prosessen ikke bestandig er god nok. Det kan være flere grunner til dette. En er at det ofte er lite tid til tilleggsutredninger. En tilleggsutredning vil forsinke prosessen, og i mange tilfeller er det ingen i den videre prosessen som taler bestemte høringsinstansers sak eller interesser.

I det norske KU-systemet har man ikke hatt en klar nok instruks om hvordan høringsuttalelser skal behandles og ivaretas i den videre KU-prosessen.⁴⁴ Behandlingen av høringsuttalelsene har dermed framstått til dels litt tilfeldig, og det er ikke sikkert at de aktørene som har uttalt seg i høringsrunden alltid har fått den behandlingen de burde ha krav på. Her har det vært tydelige forskjeller mellom sektorene. I vegsaker og massetaksakene – dvs. sektorer med forholdsvis klar sentral styring og føringer på hvordan KU-prosessen skal gjennomføres, har man i de fleste saker hatt en systematisk og god behandling og drøfting av hver enkelt høringsuttalelse. Her har man f.eks. gitt en begrunnelse for hvorfor den enkelte høringsuttalelse eventuelt *ikke* har blitt tatt til følge i den videre KU-prosessen – hvis så har vært tilfelle.

8.5.2 Delegert myndighet

I dagens norske KU-system har planmyndigheten – det betyr i de fleste sammenhenger kommunen – fått tillagt et *grunnleggende ansvar* for håndtering av KU. For et stort antall konsekvensutredninger er det *kommunen* som planmyndighet som skal:

- fastsette utredningsprogram;
- sikre at melding og KU-rapport har vært ute på høring;
- bestemme om utredningsplikten har blitt oppfylt i forhold til KU-bestemmelsene. Ansvarlig myndighet skal også utforme *Sluttdokument* i forhold til den videre håndtering av tiltaket.

I tilknytning til dette, kan en stille spørsmålet om den enkelte kommune har kompetanse og kapasitet til å ivareta de oppgaver og det ansvar som er tillagt ansvarlig myndighet i denne sammenheng.

I enkelte tilfeller er det slik at ansvarlig myndighet i liten grad viser vilje til å kreve tilleggsutredninger, selv om høringsuttalelsene kan ha påpekt at det er klare mangler med utredningene eller dokumentasjonen. I slike saker kan det nærmest virke som om ansvarlig myndighet er fornøyd med at den formelle KU-prosessen er gjennomført; konsekvensutredningsrapportens innhold og dokumentasjonens kvalitet blir av underordnet betydning.

Noen ganger har kommunen egen interesse av å få igjennom et utbyggingstiltak. Det kan være ut fra kommunens interesse av å få ny næring og aktivitet til distriktet – og i enkelte tilfeller kan kommunen

⁴⁴ Dette er endret i den nye Forskrift om konsekvensutredninger som gjelder med virkning fra 1.4.2005 (§ 6).

også selv være tiltakshaver. I hvilken grad er man i denne typen saker sikret at man får en nøytral vurdering, og i hvilken grad drøftes habilitetsspørsmål i forbindelse med slike saker? Kravet til balanse i framstilling og utredning av reelle utbyggings- eller lokaliseringsalternativer er meget viktig i KU-sammenheng. Problemet er ikke bare aktuelt i forhold til den enkelte kommune, men i alle saker hvor tiltakshaver/utbygger og ansvarlig myndighet rent organisatorisk ligger forholdsvis nært hverandre. I Norge finner vi f.eks. eksempler på dette innenfor veg- og jernbanesektoren og ved vassdragsutbygging.

8.5.3 Behov for uavhengig vurdering av konsekvensutredningenes kvalitet

De norske miljøvernmyndighetene bør vurdere effekten av at man i hovedsak baserer seg på at det er *høringsinstansene* som gjennom sine høringsuttalelser skal stå for kvalitetssikringen av den enkelte konsekvensutredning. Utfordringene knyttet til dette har blitt stadig mer aksentuerte ved at kommunene i svært mange saker har blitt tillagt den meget sentrale rollen som *ansvarlig myndighet* for håndtering av og godkjenning av den enkelte konsekvensutredning.

Man bør være klar over at samordningen m.h.t. håndtering av KU og plan, som man på denne måten har fått til, i enkelte tilfeller kan gå på bekostning av uavhengighet og sikring av faglig kvalitet i forbindelse med godkjenning av den enkelte konsekvensutredning. Dette er noe, som på sikt, kan være med på å underminere KU-systemets legitimitet og basis, og kan lett bidra til å påvirke ulike aktørers motivasjon for medvirkning i konkrete KU-saker. Jakten på samordningseffektivitet og beslutningsrelevans kan i enkelte tilfeller dessuten føre til at man ikke gir tilstrekkelig mulighet til å håndtere den usikkerheten som ofte kan ligge i en konsekvensvurdering og til at det blir tatt hensyn til dette i forbindelse med presentasjonen av resultatene og den endelige beslutning.

I enkelte land er det etablert et system og institusjonelle løsninger for å kunne foreta uavhengig kvalitetssikring og vurdering av konsekvensutredninger som gjennomføres. Sadler viser f.eks. spesielt til "permanent commissions" som er etablert bl.a. i Nederland og i Italia, og "review panels or inquiry bodies" for bestemte typer store prosjekter og tiltak, som har vært praktisert i Canada (Sadler 1996).

I Norge har det ikke vært etablert noe eget uavhengig organ til å foreta løpende kvalitetsvurdering av den enkelte konsekvensutredning. Man

har i hovedsak basert seg på at kvalitetskontrollen skulle foregå og foretas "internt" og underveis i prosessen: Delvis ved den i) kvalitetskontroll som tiltakshaver (og konsulent) selv gjennomfører; ii) delvis gjennom de høringsuttalelser som kommer fra offentlige høringsinstanser; iii) delvis gjennom høringsuttalelser fra berørte personer og andre aktører; og iv) ved den kvalitetskontroll som gjøres av ansvarlig myndighet.

Tiltakshaver sitter på mesteparten av den relevante informasjonen, og har der med et klart "overtak" m.h.t. å øve innflytelse på konsekvensutredningen og den endelige beslutning. Når, samtidig, kommunen ofte har "stor interesse av" å få et tiltak lokalisert i sin kommune, så ser man at de andre aktørene kan komme i en "underlegen" posisjon eller stilling, og at konsekvensutredningen således kan bli "skeiv". Tiltakshaver (utbygger) har ansvaret for å lage KU-dokumentene, og de skal godkjennes av ansvarlig myndighet. Swensen påpeker at det er rimelig å anta at "... utredninger laget på basis av denne modellen inneholder den informasjon (...) beslutningstakere faktisk har mest bruk for." Men dette betyr ikke nødvendigvis at samfunnet som helhet dermed har fått tilgang til all den informasjon som kan være av relevans eller betydning mht. tiltakets konsekvenser. En kan risikere å *ikke* få nødvendig eller relevant kunnskap om enkelte av de mest betydningsfulle konsekvensene av tiltaket, og som kan være av stor interesse og relevans for bestemte parter eller interessegrupperinger (Jfr. Swensen 1999:23-24; og Strand og Moen 1999).

Dette indikerer at det i Norge er et behov for uavhengig evaluering og gjennomgang av konsekvensutredninger på en fler- og tverrfaglig basis.

Litteratur

- Arts, J. 1998: EIA Follow-up. On the role of Ex post evaluation in Environmental Impact Assessment. (Chapter 5, og eventuelt Part V). GeoPress. Groningen.
- Canter, L. & Sadler, B 1997: A tool kit for effective EIA practice – Review of methods and perspectives on their application. (Chapter VII: Other methods related to EIA process). International Association for Impact Assessment.
- Cuff, J. & Ruddy, G. 1994. SEA - evaluating the policies EIA cannot reach. In: T&CP pp.45-47.
- Fisher, R. & Ury, W. 1982. Getting to Yes -- Negotiating agreements without giving in. Hutchinson Publ. Ltd. London.
- Glasson, J. 1994. EIA - only the tip of the iceberg? In: T&CP. pp. 42-45.
- Hickie, D. & Wade, M. 1998: Development of Guidelines for improving the effectiveness of environmental assessment. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Husby, S.R. et.al. 1996. Seks år med konsekvensutredninger. NIBR rapport 1997:20.
- Johansen, S. og Farsund, A. 1997. Distriktsmessige konsekvensutredninger. Samarbeidsrapport mellom NIBR og Rogalandsforskning. 1997.
- Lee, N. 1999. Integrated Approaches to Impact Assessment: Recent Developments and Future Directions. Foredrag på IAIA konferansen i Glasgow, juni 1999.

- Lee, N. & Colley, R. 1990. The Environmental Statement Review Package
- Lee, N. & Colley, R. 1992: Reviewing the Quality of Environmental Statements. EIA Centre, University of Manchester. Occasional Paper No. 24. Second Edition. Manchester.
- Lerstang, T. og Tesli, A. 1999. Utfordringer for det norske KU-systemet – oppfølging av arbeidet fra den internasjonale studien om KU-systemets effektivitet. I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo
- Miljøverndepartementet 1997. St meld nr 58 (1996-1979. Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
- Miljøverndepartementet 1999. Årbok for konsekvensutredninger 1997/1998. Oslo.
- Miljøverndepartementet T-1173. Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven. Oslo.
- Miljøverndepartementet T-1248. Konsekvensutredninger i plan- og bygningsloven med forskrift av 13. desember 1996. Oslo.
- Norges forskningsråd 1999. Evaluering av NILU, NIVA, Jordforsk og NIKU – En oppsummering. Norges forskningsråd. Oslo.
- Sadler, B. 1993 in: EIA Review no. 52.
- Sadler, B. 1996 Environmental Assessment in a changing world. Evaluating Practice to Improve Performance. CEAA & IAIA.
- Sadler, B. & Verheem, R. 1996b Strategic Environmental Assessment - Status, Challenges and Future Directions. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Netherlands. Publication Number 53.
- Spooner, B. 1998: Review of the quality of EIA Guidelines, their use and circumnavigation. In: Donnelly, Dalal-Clayton and Hughes: A Directory of Impact Assessment Guidelines. (Second edition). International Institute for Environment and Development. London

- Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
- Swensen, I. 1999. "KU. Forhandle bort det viktigste, eller fokusere på det vesentlige? I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo.
- Swensen, I. og Tesli, A. 1999. Elementer av SKU i policy-beslutning: Kyststamvegen Kristiansand – Bergen – Trondheim. I: Nordisk prosjekt om strategiske miljøvurderinger (SEA) for planer og programmer. Nordisk Ministerråd. TemaNord 1999:539. København.
- Strand, A. og Moen, B. 1999. Dårlig håndverk – eksemplet "Konsekvensutredning for hovedveg Asker-Røyken". I: Regionale trender 1/99. NIBR. Oslo.
- Tesli, A. og Husby, S.R. 1999. EIA in a transboundary context: Principles and challenges for a coordinated Nordic application of the Espoo convention. I: Environmental Impact Assessment Review. Volume 19, Number 1. Elsevier, New York.
- Wathern, P. (Ed.) 1990. Environmental Impact Assessment. Theory and Practice. Routledge, London and New York.
- Wilson, L. 1998: A practical method for environmental impact assessment audits. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Wood, C. 1995: EIA report review. I: Wood, C. Environmental Impact Assessment – A comparative Review. (Kap. 12) Longman. Harlow.
- World Commission on Environment and Development (WCED), 1987. Our Common Future. New York. Oxford University Press.

9 Behov for økt rollebevissthet i konsekvensutredninger i Norge

Av: Øystein Aas, NINA⁴⁵

Rollebeskrivelser⁴⁶ har i for stor grad forsvunnet fra det norske KU-regelverket, noe som medfører at vi oftere ser KU prosesser med aktører med svak rolleforståelse i så vel uvante som uventede roller. Dette kan svekke tilliten til både det faglige innholdet i KU-arbeidet og til selve KU-prosessen.

I Norge har vi etter hvert en ganske lang historie med gjennomføring av konsekvensutredninger (se for eksempel Falkanger & Haagensen 1988). I flere årtier var de knyttet til sektorspesifikke lovverk, og forbindes oftest med vassdragsreguleringer, petroleumsvirksomhet og andre større utbyggingsprosjekter av nasjonal interesse. Fra og med 1990 ble KU forankret i plan- og bygningsloven. Opp gjennom årene har KU-regelverket gjennomgått endringer og (dagens regelverk forankret i plan- og bygningsloven ble for eksempel revidert med virkning fra 1.1.1997 og fra 1.4.2005), det er høstet erfaringer og gjennomført forskning for å styrke KU-prosessene internasjonalt og i Norge.

Vår fremstående jurist og ekspert på forvaltningsrett og naturvern-lovgivning, professor Inge Lorange Backer sa i 1986 at organiseringen av arbeidet med en konsekvensutredning reiser flere viktige spørsmål

⁴⁵ Forfatteren er seniorforsker ved Norsk Institutt for Naturforskning og Professor II ved Universitetet for miljø- og biovitenskap.

⁴⁶ Med rollebeskrivelser mener jeg avklaring av hvilke oppgaver de ulike deltagere og aktører i en KU prosess kan ta og ikke ta, og hvilke forventninger som er knyttet til de enkelte roller og oppgaver, for eksempel i forhold til de ulike trinn i en KU prosess, fra oppstart og melding av tiltaket, til endelig vedtak i saken.

(Backer 1986 s. 622). Noen av de sentrale organisatoriske spørsmål som han der trakk opp var: Er det søkeren eller den offentlige forvaltningen, og i så tilfelle hvilket forvaltningsorgan, som skal lede en slik utredning? Skal det benyttes fagkyndige, i tilfelle fra hvilke fagområder, og skal disse være uavhengige eller kan det brukes fagfolk i søkerens eller forvaltningens tjeneste? Spørsmål rundt organisering av norske konsekvensutredninger er senere blitt så godt som borte fra debatten omkring KU instituttet i norsk utredningspraksis. Noen er besvart i gjeldende regelverk, andre ikke.

I et delprosjekt i miljøinstituttene strategiske instituttprogram om konsekvensutredninger (Tesli), har studert og drøftet hvordan relasjonen mellom ulike KU-aktører i Norge, samtidig som vi ser litt på hvordan noen av våre naboland har organisert seg annerledes enn vi har i dagens Norge. Denne artikkelen eksemplifiserer og drøfter utfordringer omkring aktør- og rolleforståelse i dagens KU-praksis, slik den har utviklet seg etter etableringen av et eget KU regime forankret i plan- og bygningsloven.

9.1 Hva innebærer ”kvalitetskravet”?

Det sentrale mål for KU-prosessene er å sikre at de holder tilstrekkelig god kvalitet (Leknes & Lerstang 2003, IAIA 2006). Som regel har dette vært drøftet med utgangspunkt i kvaliteten på innholdet i de ulike steg i en KU-prosess, altså de mer konkrete resultatene slik de materialiserer seg i form av meldinger, utredningsprogrammer, fagrapporter og endelige konsekvensvurderinger (se for eksempel Leknes & Lerstang 2003). Selve prosessen med melding, utredningsprogram, utredning og beslutning er nøye beskrevet i regelverket, og også underlagt faglige vurderinger. Et tema som derimot i mindre grad er problematisert de siste årene, er imidlertid hvordan de ulike aktørene *organiserer seg og tar eller får roller* i en KU prosess.

Den internasjonale organisasjonen for konsekvensutredninger, International Association for Impact Assessment – IAIA, har etablert 14 hovedprinsipper som skal sikre en god og forsvarlig KU. Tre sentrale kriterier her er kravet om at en KU prosess skal ha gjennom-siktighet og åpenhet (Transparent), den skal sikre delaktighet (Participative) og være tillitskapende (Credible). Hvorvidt disse kravene oppfylles er selvsagt nært knyttet til prosessen og aktørenes roller og oppgaver i denne forbindelse.

9.2 Eksempler på uklare roller i norske KU

Et naturlig utgangspunkt for en drøfting av roller i norsk KU-praksis kan være å ta utgangspunkt i de formelt definerte rollene slik de var i lovverket knyttet til vassdragslovgivningen, og sammenligne det med dagens generelle regler forankret i planlovverket.

Den enkle tabellen under viser de formaliserte rollene før og nå.

KU – roller i vassdragslovgivningen (frem til 1990)	KU-roller etter plan- og bygningsloven (etter 1990)
Søker	Tiltakshaver
Myndighet	Ansvarlig myndighet
Ekspert/utreder	Parter; interesseorganisasjoner, fagmyndigheter
Fagmyndigheter	
Allmenne interesser	

Som vi ser er det ikke mange roller og aktører som er eksplisitt definert, men vi ser samtidig at det har vært viktige endringer i rolledefinisjonene før og etter 1990.

Konsekvensutredninger som tema kom for alvor inn i samfunnsplanleggingen etter hvert som kravet om miljøhensyn økte i etterkrigstiden. Fra begynnelsen var det nært knyttet til statlige organers generelle utredningsplikt (Backer 1986), og i tilfellet vassdragskonsesjoner ble kravet om konsekvensutredninger formalisert på slutten av 1960 tallet (Falkanger og Haagensen 1988). Rollene knyttet til den gamle sektorlovgivningen opererte med myndighetsorgan i en sentral rolle. Søkeren var ansvarlig for å bekoste de utredninger ansvarlig myndighet fant nødvendig. Det var også etablert en praksis med en definert utreder-rolle, som det ble tilstrebet skulle være uavhengig av søker. I tillegg til angjeldende sektormyndighet hadde andre fagmyndigheter, i særlig grad miljømyndigheter, klare roller og oppgaver.

I Norge er det nå kun tre formelle roller i en KU. Disse er tiltakshaver (utbygger), ansvarlig myndighet og de som er parter i saken. I biroller er definert andre myndighetsorgan enn ansvarlig KU-myndighet og allmenne interesser som en samlepost.

La oss se på noen eksempler på KU-prosesser der aktører enten tar flere eller uvante roller. En annen måte å gi aktørene roller og

oppgaver kan bidra til KU-prosesser med bedre legitimitet, gjennomsiktighet, allmenn delaktighet og faglig kvalitet.

Eksempel 1: Utbygger som fagutreder

I Norge i dag er det ikke uvanlig at utbygger selv forestår de faglige utredningene, enten med egne fagfolk, eller med varierende grad av innleid ekspertise. Dette har både fordeler og ulemper. Fordelene er flere. For det første kan det bidra til at utbygger ansvarliggjøres i forhold til tiltakets virkninger. For det andre vil det ofte føre til at utbygger opparbeider en faglig kompetanse på feltet. Ulempen er, selv med myndighetens tilsyn med KU prosessen, at en kan mistenke utbygger for å ikke gjøre en tilstrekkelig objektiv jobb med selve konsekvensutredningen. Negative virkninger underslås eller bagatelliseres, og positive fremheves og forstørres mer enn det er grunnlag for. Dette kan altså svekke utredningens grunnleggende legitimitet, uavhengig av om det er reelt grunnlag for å kritisere arbeidet som er gjort.

Eksempel 2: Representanter for parter og allmenne interesser som utreder

Et annet, ikke uvanlig eksempel fra dagens Norge er at representanter for frivillige organisasjoner som representerer anerkjente parter i saken (eks. miljøvern, kulturminnevern, lokalmiljø) og allmenne interesser deltar i KU prosessen, oftest i en slags utreder- eller ekspertrolle. Et for så vidt typisk eksempel er en ornitologisk forening som deltar i de faglige utredningene i en KU på tema virkninger for fugleliv. Vi har i dag flere frivillige organisasjoner som enten ved hjelp av tillitsvalgte eller ansatte, eller gjennom "konsulentaktige" deler av en administrasjon deltar i KU prosesser i en ekspertrolle.

Det er åpenbart visse fordeler med dette. Det kan sikre en kostnadseffektiv bruk av foreningens viten i selve utredningen. Slik sett kan det også oppfattes som en arbeidsmåte som åpner opp prosessen og gi inntrykk av tillit. Allikevel mener jeg at dette er en rolle som i stor grad skader KU prosessen samlet sett. Årsaken til dette er at det kan skape problemer for organisasjonens videre deltagelse i KU prosessen. Partsrepresentanter eller ivaretagere av allmenne interesser har en hovedrolle som høringsinstans i hele KU prosessen, fra tiltaket blir kjent til beslutning om gjennomføring eller ikke er fattet. Denne kan være umulig å utføre når en slik aktør har vært tungt inne i en rolle som utreder. Kanskje føler parten eller organisasjonen at de gjennom utredningsarbeidet "har fått sagt sitt", og ser på et slikt engasjement som en mulighet til å få økte ressurser til å sette seg inn og få frem sin kunnskap om saken. Like fullt vil en

slik rolle lett kunne føre til at interesser frivillige organisasjoner forventes å ivareta, ikke ivaretas på de sentrale beslutningspunktene i en KU prosess.

Eksempel 3: Kombinert myndighets- og tiltakshaver rolle

Den kanskje vanligste situasjonen der en aktør har flere roller, er der utbygger også er KU-myndighet, eller der det er nære bånd mellom tiltakshaver og KU-myndighet. Slike situasjoner kan oppstå når en statlig etat er utbygger, som også har myndighetsfunksjoner i forhold til KU. Men oftest oppstår de kanskje i lokale KU prosesser der kommunen er KU myndighet. Utbygginger i kommunene skjer oftere og oftere i et tett samarbeid mellom myndighet og privat utbygger, for eksempel gjennom utbyggingsavtaler. Hovedproblemet dette skaper er selvsagt at en kan stille spørsmål med hvordan kommunen evner å ivareta kontrollfunksjonen og opptre habilt når myndighetsorganet selv har interesser av utbyggingen (se nærmere i Tesli i trykk).

Kan rollene og oppgavene fordeles annerledes?

KU veiledere og KU evalueringer preges i stor grad av hvordan og hvorfor spørsmål, og i liten grad av "hvem" spørsmål. De fleste andre nordiske land har definert rollene og oppgavene i KU prosessen på samme måte som vi i dag gjør i Norge. Et interessant unntak er imidlertid Danmark. Her har regionale myndigheter ansvaret for å gjennomføre utredningen, på utbyggers bekostning, altså en situasjon ikke så ulik den vi hadde tidligere i Norge, men mer gjennomført og med regionalt statlig nivå som en naturlig og sentral aktør. På denne måten fåes en annen rollefordeling, som kan bidra til en annen prosess der både legitimitet og åpenhet styrkes. Et uavhengig myndighetsorgans styrer og gjennomfører KU prosessen, eventuelle eksperter og utredere forholder seg til denne myndigheten og unngår å komme i en kjøpslåingsprosess med tiltakshaver (som kanskje også kan være oppdragsgiver for konsulenten ved en annen anledning), og partsinteresser og allmenne interesser kan ha lettere for å komme til orde i en prosess styrt og gjennomført av det offentlige, ikke bare som nå – i en prosess som skal kontrolleres av KU myndigheten.

Habilitetsutfordringer – eller - Hva slags prosess er egentlig en KU?

Offentlige beslutningsprosesser i Norge har detaljerte og strenge krav til habilitet, jfr for eksempel forvaltningslovens bestemmelser i kapittel II. Slik jeg tolker norsk KU-historikk, har vi gått fra en prosess der habilitetsproblematikk har vært sentralt (jfr Backers drøfting), til en prosess der dette spiller en mindre betydning, og der et

klart skille mellom ulike roller ikke er noe krav, og i hvert fall noe aktørene ikke er særlig bevisst på. Isteden er fokus flyttet på å få til de rette stegene i en prosess, der det også er økende fokus på effektivitet og beslutningsrelevans (Arge et al 2005).

En medvirkende årsak til den utviklingen som er beskrevet over kan være knyttet til at det i økende grad oppstår usikkerhet om hva slags utredningsprosess en KU faktisk er.

En rekke miljøsikringsprosesser er i dag operative i ulike sektorer og virksomheter. Etter hvert får en både bedriftsinterne miljøsikringsrutiner (typisk: interne kvalitetssikrings- og rapporteringssystemer, sertifiseringsordninger og lignende) sammen med typiske offentlige reguleringer og vedtak, i form av rammebetingelser, pålegg og avgifter forankret i lover og forskrifter. Slik jeg oppfatter det, befinner en KU prosess i Norge seg nå et sted midt i mellom disse to ytterpunktene, og kanskje skyldes det manglende rollefokuset at aktørene forvirres av prosesser der behovet for rollebevissthet og habil opptreden varierer.

Kun en syk mor?

Som ansatt i et forskningsinstitutt hvis forløper ble etablert på vassdragslovens definisjon og ekspansjon av ekspertrollen (de såkalte Reguleringsundersøkelsene, se Gunnerød 1999), tenker kanskje leseren at jeg først og fremst ønsker meg tilbake i historien og til en veldefinert og eksplisitt ekspertrolle i KU regelverket.

Jeg ser nok ikke dette som det viktigste grepet dersom en skal klargjøre rollene i norske KU prosesser. Viktigere er det å se på hvem som skal lede KU prosessen (tiltakshaver eller myndighet), og få økt bevissthet om at det er svært uheldig om noen aktører tar flere enn én rolle, særlig gjelder dette dersom representanter for allmenne interesser går inn i utrederroller. Videre er det etter min mening et stort behov for å drøfte hvem som skal ha rollen som ansvarlig myndighet – særlig knyttet til om det er hensiktsmessig at kommunene har det i samme utstrekning som i dag, og om det ikke ville være riktigere om de ulike statlige sektormyndigheter som i dag godkjenner KU prosesser på egne områder burde avgi denne rollen til Miljøverndepartementet som felles statlig KU myndighet.

Uansett om en gjør endringer i ansvars- og rolledefinisjonene eller ikke: Et mer bevisst fokus på rolleproblematikken vil bidra til å øke kvaliteten på norske KU prosesser, i første rekke gjennom økt tillit til at aktørene har klart definerte roller og ikke får flere som kan så tvil om hvordan arbeidet er gjennomført. Dette er også en viktig

forutsetning for at KU-prosessens ulike steg skal få det reelle innholdet som er forutsatt. Derfor bør regelverk og kvalitetskrav i større grad stille krav til prosessuelle forhold enn i dag, herunder si noe om hvordan aktørene organiseres og hvilke roller og oppgaver de kan og bør ha i en KU. I første rekke bør det drøftes om utbygger skal være utredningsansvarlig. Videre bør en altså sørge for å unngå situasjoner der en og samme aktør inntar mer enn en rolle i en KU-prosess, noe som i dag ikke er så uvanlig i Norge.

Litteratur

- Aas, Ø. 2003. Actors and roles in Environmental Impact Assessments in Norway and the issue of impartiality. Poster presented at the Nordic Environmental Impact Assessment Conference, Reykjavik, August 2003.
- Arge, N., Næss, A. og Lea, R. 2005. Nytte og ressursbruk ved konsekvensanalyser. CIVITAS Rapport.
- Arts, J. 1998: EIA Follow-up. On the role of Ex post evaluation in Environmental Impact Assessment. (Chapter 5, og eventuelt Part V). GeoPress. Groningen.
- Backer, I. L. 1986. Naturvern og naturinngrep. Universitetsforlaget.
- Beanland, G. 1988. Scoping methods and baseline studies in EIA. I: Wathern (Ed.)
- Bjarnadottir, H. (ed.). A Comparative Study of Nordic EIA Systems. NordRegio Report 2001:1.

- Canter, L. & Sadler, B 1997: A tool kit for effective EIA practice – Review of methods and perspectives on their application. (Chapter VII: Other methods related to EIA process). International Association for Impact Assessment.
- Cuff, J. & Ruddy, G. 1994. SEA - evaluating the policies EIA cannot reach. In: T&CP pp.45-47.
- Falkanger, T. & Haagenzen, K. 1988. Norsk vassdragsrett. TANO.
- Fisher, R. & Ury, W. 1982. Getting to Yes -- Negotiating agreements without giving in. Hutchinson Publ. Ltd. London.
- Glasson, J. 1994. EIA - only the tip of the iceberg? In: T&CP. pp. 42-45.
- Gunnerød, T.B. 1999. NINA 10 år – et tilbakeblikk og dets forhistorie. NINA
- Hickie, D. & Wade, M. 1998: Development of Guidelines for improving the effectiveness of environmental assessment. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Husby, S.R. et.al. 1996. Seks år med konsekvensutredninger. NIBR rapport 1997:20.
- IAIA 2006. International Association for Impact Assessment. Principles for EIA Best Practices. (www.iaia.org last cited jan. 2006).
- Johansen, S. og Farsund, A. 1997. Distriktsmessige konsekvensutredninger. Samarbeidsrapport mellom NIBR og Rogalandsforskning. 1997.
- Lee, N. & Colley, R. 1990. The Environmental Statement Review Package
- Lee, N. & Colley, R. 1992: Reviewing the Quality of Environmental Statements. EIA Centre, University of Manchester. Occasional Paper No. 24. Second Edition. Manchester.
- Lee, N. 1999. Integrated Approaches to Impact Assessment: Recent Developments and Future Directions. Foredrag på IAIA konferansen i Glasgow, juni 1999.

- Lee, N. and Colley, R. 1990. Reviewing the Quality of Environmental Statements. Occasional Paper 24. EIA Centre, Department of Planning and Landscape, University of Manchester.
- Leknes, E. & Lerstang, T. 2003. Konsekvensutredning etter PBL. Utvikling av kvalitetskriterier. Rogalandsforskning rapport 131/2003.
- Lerstang, T. og Tesli, A. 1999. utfordringer for det norske KU-systemet – oppfølging av arbeidet fra den internasjonale studien om KU-systemets effektivitet. I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo
- Miljøverndepartementet 1997. St meld nr 58 (1996-1979. Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
- Miljøverndepartementet 1999. Årbok for konsekvensutredninger 1997/1998. Oslo.
- Miljøverndepartementet T-1173. Konsekvensutredninger etter plan- og bygningsloven. Oslo.
- Miljøverndepartementet T-1248. Konsekvensutredninger i plan- og bygningsloven med forskrift av 13. desember 1996. Oslo.
- Norges forskningsråd 1999. Evaluering av NILU, NIVA, Jordforsk og NIKU – En oppsummering. Norges forskningsråd. Oslo.
- Sadler, B. 1993 in: EIA Review no. 52.
- Sadler, B. 1996 Environmental Assessment in a changing world. Evaluating Practice to Improve Performance. CEAA & IAIA.
- Sadler, B. & Verheem, R. 1996b Strategic Environmental Assessment - Status, Challenges and Future Directions. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Netherlands. Publication Number 53.
- Spooner, B. 1998: Review of the quality of EIA Guidelines, their use and circumnavigation. In: Donnelly, Dalal-Clayton and Hughes: A Directory of Impact Assessment Guidelines. (Second edition). International Institute for Environment and Development. London

- Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
- Swensen, I. 1999. "KU. Forhandle bort det viktigste, eller fokusere på det vesentlige? I: Årbok for konsekvensutredninger 1997/98. Miljøverndepartementet. Oslo.
- Swensen, I. og Tesli, A. 1999. Elementer av SKU i policy-beslutning: Kyststamvegen Kristiansand – Bergen – Trondheim. I: Nordisk prosjekt om strategiske miljøvurderinger (SEA) for planer og programmer. Nordisk Ministerråd. TemaNord 1999:539. København.
- Strand, A. og Moen, B. 1999. Dårlig håndverk – eksemplet "Konsekvensutredning for hovedveg Asker-Røyken". I: Regionale trender 1/99. NIBR. Oslo.
- Tesli, A. og Husby, S.R. 1999. EIA in a transboundary context: Principles and challenges for a coordinated Nordic application of the Espoo convention. I: Environmental Impact Assessment Review. Volume 19, Number 1. Elsevier, New York.
- Tesli, A. 2006. Aktører, roller og ansvar i KU-arbeidet. i. Tesli, et.al. (red.) Kvaliteten på norske konsekvensutredninger. NIBR/Miljøalliansen, Oslo.
- Wathern, P. (Ed.) 1990. Environmental Impact Assessment. Theory and Practice. Routledge, London and New York.
- Wilson, L. 1998: A practical method for environmental impact assessment audits. In: Environmental Impact Assessment Review. 1998;18.
- Wood, C. 1995: EIA report review. I: Wood, C. Environmental Impact Assessment – A comparative Review. (Kap. 12) Longman. Harlow.
- World Commission on Environment and Development (WCED), 1987. Our Common Future. New York. Oxford University Press.

Vedlegg 1

Skjema for kvalitetsvurdering av scoping i KU

Prosjekt- navn:		KU nr., jfr NIBR		Leste do- kumenter	Melding	UP	Høring

Hoved-tema	Deltema	Vurdering av kvalitet	
		Skala (1-6)	Kommentarer
Scoping- prosess	Er det gitt opplysninger om hvem som har utarbeidet og avgrenset utredningsprogrammet – UP (scoping)?		
	Er sentrale høringsinstanser og interessenter identifisert?		
	Har berørte aktører hatt rimelig god tid og anledning til å involvere seg i scopingprosessen?		
	Er det gjennomført spesielle informasjonstiltak?		
	Har berørte aktører/interessenter hatt god mulighet til aktiv deltakelse i scopingprosessen?		
	Foreligger det et behov for å anvende spesielle scoping metoder (JA/NEI)? Hvis JA:	JA	NEI
	Hvis det er angitt spesifikke scoping metoder, er det gjort tilfredsstillende rede for disse metodene og bruken av dem?		
	Er det tilfredsstillende gjort rede for scopingprosessen, for eksempel i et samlet dokument?		
	Er det gjennom scoping gjennomført en vesentlig innsnevring av tema?		
Beslutnings- relevans (for en eller flere aktører)	Er vesentlige beslutninger som skal fattes på grunnlag av KU identifisert?		
	Er det identifisert hvem som skal fatte hvilke beslutninger?		
	Er det redegjort om forhold som kan være av betydning (resultatet av scoping) for beslutninger som tiltakshaver skal gjøre?		

Hoved-tema	Deltema	Vurdering av kvalitet	
		Skala (1-6)	Kommentarer
	Er det redegjort om forhold som kan være av betydning (resultatet av scoping) for <i>beslutninger</i> som <i>myndighet/planmyndighet</i> skal gjøre?		
	Er det redegjort om forhold (landbruk, miljø, friluftsliv: lokalt/regionalt) som kan være av betydning (resultatet av scoping) for <i>beslutninger</i> som <i>virkningsmyndigheter</i> skal gjøre?		
	Er det redegjort om forhold som kan være relevant (resultatet av scoping) for <i>berørte aktører og interesser</i> ?		
Beskrivelse av tiltaket	Er vesentlige påvirkningsfaktorer identifisert?		
	Er lokalisering av tiltaket beskrevet?		
	Er utformingen av tiltaket beskrevet?		
	Er tiltakets størrelse beskrevet?		
	Er tiltakets influensområde identifisert, med hensyn til:		
	- Direkte arealbeslag?		
	- Indirekte arealbeslag?		
	- Emisjoner til luft /vann/jord ?		
	- Trafikk / boligbygging / kommunale tiltak ?		
	- Andre direkte og indirekte virkninger ?		
	Er tiltakets faser beskrevet (anleggsfase, driftsfase, nedleggingsfase)?		
	Er beskrivelse av tiltaket sett i sammenheng med annet planarbeid?		
	Er nullalternativet (framtidig situasjon) skikkelig beskrevet og gjort rede for?		
	Er realistiske alternativer beskrevet og vurdert, med hensyn til:		
	- Alternativer for å oppnå samme eller tilsvarende behov som tiltaket skal dekke ?		
	- Alternative lokaliseringer av tiltaket og infrastruktur ?		
	- Alternative teknologiske løsninger ?		
	Er avbøtende tiltak klart beskrevet og angitt?		
Vurdering av kunnskapsgrunnlaget	Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for miljø vurdert som godt nok? (Hvis ikke skal supplerende datainnsamling kreves)		
	Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for naturressurser vurdert som godt nok? (Hvis ikke skal supplerende datainnsamling kreves)		

Hoved-tema	Deltema	Vurdering av kvalitet	
		Skala (1-6)	Kommentarer
	Er kvalitet og tilgjengelighet til eksisterende datagrunnlag for vesentlige tema for samfunn vurdert som godt nok? (Hvis ikke skal supplerende datainnsamling kreves)		
	Er innhenting av utfyllende og/eller supplerende data (identifisert i de foregående spørsmål) planlagt ut fra hensyn til variasjonsmønster i tid og rom?		
	Er metoder for innhenting av utfyllende og/eller supplerende data angitt?		
Vurdering av effekter	Er kunnskapen om tiltakets mulige effekter på miljø vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (Hvis ikke skal innhenting av utfyllende og/eller supplerende kunnskap kreves)		
	Er kunnskapen om tiltakets mulige effekter på naturressurser vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (Hvis ikke skal innhenting av utfyllende og/eller supplerende kunnskap kreves)		
	Er kunnskapen om tiltakets mulige effekter på samfunn vurdert i forhold til ønsket grad av sikkerhet i beregning av konsekvenser? (Hvis ikke skal innhenting av utfyllende og/eller supplerende kunnskap kreves)		
	Er metoder for vurdering av mulige effekter fra tiltaket i tilstrekkelig grad angitt?		
	Er kriterier for evaluering av tiltakets signifikante effekter angitt?		
	Er det tatt stilling til behovet for å vurdere eventuelle grenseoverskridende virkninger?		
	Er risikoaspektet vurdert?		
	Er usikkerhetsaspektet vurdert?		
Utrednings-programmet (UP)	Er dokumentasjon i UP lett tilgjengelig?		
	Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på undersøkelser?		
	Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på krav til metodevalg?		
	Er UP tilstrekkelig klart med beskrivelse av nivå på ressursbruk?		
	Er det i UP i tilstrekkelig grad gjort rede for hvordan arbeidet med KU skal organiseres og gjennomføres, og er eventuell bruk av spesiell kompetanse i tilstrekkelig grad beskrevet?		
	Er det god sammenheng mellom scoping og UP		
	Er høringsinstansenes uttalelser gjort rede for på en nøytral og upartisk måte i utredningsprogrammet?		

Hoved-tema	Deltema	Vurdering av kvalitet	
		Skala (1-6)	Kommentarer
	Er høringsuttalelser som blir tatt hensyn til i fastsetting av UP begrunnet?		
	Er høringsuttalelser som <i>ikke</i> blir tatt hensyn til i fastsetting av UP begrunnet?		
	Er det i UP lagt opp til å beskrive de samlede virkninger for ulike berørte interessenter?		

De offentlige instanser med forvaltningsansvar som blir berørt av et KU-tiltak, betegnes **virkningsmyndighet** (LD's definisjon).

Vedlegg 2

Sjekkliste for kvalitetsvurdering av norske KU

Hovedtemavurdering

Relevans: Er spørsmålet aktuelt i forhold til tiltakets karakter?

Besvares med JA eller NEI.

KU - prosess	Hovedtema	Relevans	Skala (1-6)	Kommentarer
A - Melding (med forslag til utredningsprogram)				
En kort beskrivelse av tiltaket og antatte problemstillinger i forhold til miljø, naturressurser eller samfunn, med vekt på A.1 – A.5	A.1 Foreligger det en beskrivelse av tiltaket, aktuelle alternative tekniske løsninger, alternativer for utforming og tilpasning av tiltaket, alternative lokaliseringer og tilhørende virksomheter? Er aktuelle lokaliseringalternativ inntegnet på kart? <u>Til deltema</u>			
	A.2 Er det gitt en oversikt over offentlige og private tiltak som er nødvendige for gjennomføring av tiltaket? <u>Til deltema</u>			
	A.3 Er det gitt en redegjørelse for forholdet til kommunale og fylkeskommunale planer og hvilke tillatelser fra offentlige myndigheter som er nødvendig for gjennomføring? <u>Til deltema</u>			

	A.4 Er det gitt en beskrivelse av antatte problemstillinger i forhold til konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn, herunder eventuelle grenseoverskridende virkninger, på bakgrunn av opplysninger tilgjengelig på meldingstidspunktet. <u>Til deltema</u>			
	A.5 Er det gitt en beskrivelse av anleggsfasen? <u>Til deltema</u>			
A – (Melding) med forslag til utredningsprogram				
Omfatter innhold i og prosess som har ført til forslaget til utredningsprogram	A.6 Foreligger det et forslag til utredningsprogram ? <u>Til deltema</u>			
	A.7 Er beslutningsrelevansen behandlet i utredningsprogrammet? <u>Til deltema</u>			
	A.8 Er vesentlige virkninger behandlet i utredningsprogrammet? <u>Til deltema</u>			
	A.9 Er vesentlige interesser behandlet i utredningsprogrammet? <u>Til deltema</u>			
	A.10 Er påvirkningsfaktorer fra tiltaket behandlet i utredningsprogrammet? <u>Til deltema</u>			
	A.11 er det foretatt en vurdering av tilgjengelig grunnlagsinformasjon i utredningsprogrammet? <u>Til deltema</u>			
	A.12 Er det gjennomført en scoping prosess? <u>Til deltema</u>			
B - Fastsetting av utredningsprogram 47				
Utredningsprogram met skal være konsentrert om de spørsmål det er nødvendig å få belyst for å kunne	B.1 Inneholder utredningsprogrammet hvilke alternative lokaliseringer, tekniske løsninger og alternativer for tilpasning og utforming av tiltaket, herunder estetiske utforminger, som bør utredes? <u>Til deltema</u>			

belyst for å kunne ta stilling til om, og eventuelt på hvilke vilkår, tiltaket kan gjennomføres. Utredningsprogrammet skal i nødvendig utstrekning omfatte punktene a) - k) i vedlegg IV Relevante foreliggende utredninger kan gi grunnlag for utredningsprogrammet og inngå i konsekvensutredningen	B.2 Inneholder utredningsprogrammet hvilke tema og problemstillinger som bør utredes? <u>Til deltema</u>			
	B.3 Inneholder utredningsprogrammet hvordan utredningsarbeidet er tenkt lagt opp? <u>Til deltema</u>			
	B.4 Beskriver utredningsprogrammet prosessen fram til fastsetting av programmet? <u>Til deltema</u>			
	B.5 Er det gitt klare kriterier for vurdering av anbydere? <u>Til deltema</u>			
C - Gjennomføring av KU- arbeidet				
Tiltaket er kort beskrevet i meldinga, men må vanligvis beskrives i mer detalj i KU-arbeidet. Denne beskrivelsen skal danne grunnlaget for vurderingene omkring tiltakets antatte konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn.	C.1 Er beskrivelsen av tiltaket fokusert på vesentlige og tiltaksspesifikke forhold, egnet for vurderinger omkring tiltakets antatte konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn? <u>Til deltema</u>			
	C.2 Er arbeidet med de enkelte fagtema tilfredsstillende gjennomført? Er det foretatt en kartlegging og vurdering av tiltakets vesentlige virkninger? <u>Til deltema</u>			
	C.3 Er de enkelte fagtema som konsekvensutredningen konsentrerer seg om behandlet på en seriøs, etterprøvbare og tiltaksspesifikk måte? <u>Til deltema</u>			
	C.4 Er tiltakets ulike og reelle lokaliseringalternativer, inklusive 0-alternativet behandlet på en seriøs måte? <u>Til deltema</u>			
	C.5 Er KU-arbeidet presentert i en oversiktlig KU-rapport med klare og dokumenterte resultater? <u>Til deltema</u>			

D - Ferdig KU-prosess og sluttdokument				
	D.1 Er formelle krav vedrørende høring og informasjon blitt fulgt i KU- prosessen? <u>Til deltema</u>			
	D.2 Er det utformet et eget sluttdokument og følger sluttdokumentet formelle krav til innhold? <u>Til deltema</u>			
E – Avbøtende tiltak, overvåking og oppfølgende undersøkelser				
	E.1 Er reelle og realistiske avbøtende tiltak for ulike alternativer foreslått? <u>Til deltema</u>			
	E.2 Har KU arbeidet avdekket behov for nødvendige supplerende undersøkelser, og er slike undersøkelser foreslått? <u>Til deltema</u>			
	E.3 Er det foreslått programmer for overvåking av tiltakets reelle konsekvenser i anleggs- og driftsfasen? <u>Til deltema</u>			

Delttemavurdering

Relevans: Er spørsmålet aktuelt i forhold til tiltakets karakter?

Besvares med JA eller NEI.

Hovedtema	Delttema	Relevans	Skala (1-6)	Kommentarer
A - Melding (med forslag til utredningsprogram)				
A.1 Foreligger det en beskrivelse av tiltaket, aktuelle alternative tekniske løsninger, alternativer for utforming og tilpasning av tiltaket, alternative lokaliseringer og tilhørende virksomheter? Er aktuelle lokaliseringalternativ inntegnet på kart?	A.1.1 Er formålet og hensikten med tiltaket tilstrekkelig beskrevet?			
	A.1.2 Er tiltakets fysiske kjennetegn, omfang/størrelse og utforming tilstrekkelig beskrevet?			
	A.1.3 Er lokaliseringen og utstrekningen av det området som forventes å bli berørt av tiltaket tilstrekkelig beskrevet?			
	A.1.4 Er det gitt en visuell beskrivelse av utforming og størrelse på tiltaket ?			
	A.1.5 Er det gitt en visuell beskrivelse av framtidig virkning/innpassing og utstrekning?			
	A.1.6 Er det gitt en visuell beskrivelse av omgivelser som forventes å bli påvirket av tiltaket (influensområde)?			
	A.1.7 Er varigheten av tiltaket angitt (driftsfasen)?			
	A.1.8 Er de produksjonsmåter eller -prosesser som skal benyttes ved ordinær drift, beskrevet?			
	A.1.9 Det forventet omfang/mengde av normal produksjon beskrevet?			
	A.1.10 Er de typer og mengder av materialer og råvarer som skal brukes i driftsfasen beskrevet?			
	A.1.11 Er transportmåte for råvarer og produkter til og fra tiltaksområdet, og anslag for forventede mengder, beskrevet?			
	A.1.12 Er hyppigheten i transporten beskrevet?			
	A.1.13 Er energibehovet kvantifisert?			
<u>Tilbake</u>				

	A.1.14 Er aktuelle og realistiske alternativer beskrevet?			
	A.1.15 Er alternativene visuelt angitt ved kart/tegninger etc?			
	A.1.16 Er nullalternativet/nåsituasjonen beskrevet?			
	A.1.17 Er nullalternativet/nåsituasjonen visuelt beskrevet ved hjelp av kart/tegninger etc?			
	A.1.18 Er typer og mengder av avfallsstoffer, energi og andre reststoffer og hyppigheten angitt?			
	A.1.19 Er metodene for håndtering av avfalls- og reststoffene beskrevet?			
	A.1.20 Er transportveger for avfallsstoffene beskrevet?			
	A.1.21 Er metodene som ble brukt til å anslå mengden av avfalls- og reststoffer beskrevet?			
	A.1.22 Er nødvendige tilførselsveier, tunneller, kraftlinjer, rørledninger eller annet transportbehov beskrevet, kartfestet og kvantifisert?			
	A.1.23 Er antall ansatte/besøkende/kunder som vil oppsøke tiltaket angitt?			
	A.1.24 Er transportformen ansatte/besøkende/kunder angitt?			
	A.1.25 Er det ulykkesrisiko beskrevet og vurdert?			
	A.1.26 Er nedlegging av tiltaket behandlet, herunder forhold som gjelder transport, varighet, avfallsstoffer og mineraler og råvarer?			
A.2 Er det gitt en oversikt over offentlige og private tiltak som er nødvendige for gjennomføring av tiltaket? <u>Tilbake</u>	A.2.1 Er det gitt en oversikt over offentlige tiltak som er nødvendige for gjennomføring av tiltaket?			
	A.2.2 Er det gitt en oversikt over private tiltak som er nødvendige for gjennomføring av tiltaket?			
A.3 Er det gitt en redegjørelse for forholdet til kommunale og	A.3.1 Er det gitt en redegjørelse for forholdet til kommunale planer som er nødvendig for gjennomføring?			

kommunale og fylkeskommunale planer og hvilke tillatelser fra offentlige myndigheter som er nødvendig for gjennomføring? <u>Tilbake</u>	A.3.2 Er det gitt en redegjørelse for forholdet fylkeskommunale som er nødvendig for gjennomføring?			
	A.3.3 Er det gitt en redegjørelse for hvilke tillatelser fra offentlige myndigheter som er nødvendig for gjennomføring?			
A.4 Er det gitt en beskrivelse av antatte problemstillinger i forhold til konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn, herunder eventuelle grenseoverskridende virkninger, på bakgrunn av opplysninger tilgjengelig på meldingstidspunktet. <u>Tilbake</u>	A.4.1 Er tiltakets antatte konsekvenser for miljøet beskrevet?			
	A.4.2 Er støyproblematikken beskrevet?			
	A.4.3 Er utslipp til vann kvantifisert?			
	A.4.4 Er utslipp til luft kvantifisert?			
	A.4.5 Er tiltakets antatte konsekvenser for naturressurser beskrevet?			
	A.4.6 Er tiltakets antatte konsekvenser for samfunnet beskrevet?			
	A.4.7 Er tiltakets antatte positive eller negative konsekvenser beskrevet gjennom direkte, indirekte og/eller kumulative effekter?			
	A.4.8 Er tiltakets antatte positive eller negative konsekvenser beskrevet gjennom effekter på kort og lang sikt?			
	A.4.9 Er tiltakets antatte positive eller negative konsekvenser beskrevet gjennom effekter av midlertidig eller permanent karakter?			
	A.4.10 Er tiltakets antatte positive eller negative konsekvenser kvantifisert?			
A.5 Er det gitt en beskrivelse av anleggsfasen?	A.5.1 Er det gitt en visuell beskrivelse av anleggsfasen (kart)?			
	A.5.2 Er det gitt en beskrivelse av tomteområdet som blir Beslaglagt			
	A.5.3 Er det gitt en beskrivelse av bruken av de ulike delene av tomteområdet			

<u>Tilbake</u>	A.5.4 Er det gitt en beskrivelse av omgivelser som forventes å bli påvirket av tiltaket (influensområde)			
	A.5.5 Er varigheten av anleggsfasen angitt?			
	A.5.6 Er transportveger til og fra anlegget beskrevet? (for materiale og arbeidere)			
	A.5.7 Er de typer og mengder av materialer og råvarer som skal brukes i anleggsfasen beskrevet?			
	A.5.8 Er transportmåte for råvarer og produkter til og fra området, og anslag for forventede mengder, beskrevet?			
	A.5.9 Er hyppigheten i transporten beskrevet?			
	A.5.10 Er energibehovet kvantifisert?			
	A.5.11 Er typer og mengder av avfallsstoffer, energi og andre reststoffer og hyppigheten angitt?			
	A.5.12 Er metodene for håndtering av avfalls- og reststoffene beskrevet?			
	A.5.13 Er transportveger for stoffene beskrevet?			
	A.5.14 Er metodene som ble brukt til å anslå mengden av avfalls- og reststoffer beskrevet?			
	A.5.15 Er støyproblematikken beskrevet?			
	A.5.16 Er utslipp til vann kvantifisert?			
	A.5.17 Er utslipp til luft kvantifisert?			
	A.5.18 Er antall ansatte/besøkende/kunder som vil oppsøke anleggsfasen angitt?			
	A.5.19 Er transportformen for ansatte/besøkende/kunder angitt?			
	A.5.20 Er det gitt beskrivelse av anleggsby, brakkeby i anleggsfasen?			
	A.5.21 Er ulykkesrisiko beskrevet og vurdert?			
A – (Melding) med forslag til utredningsprogram				
A.6 Foreligger det et forslag til utredningsprogram ?				

<u>Tilbake</u>				
A.7 Er beslutningsrelevansen behandlet i utredningsprogrammet? <u>Tilbake</u>	A.7.1 Er ulike beslutninger som skal tas identifisert?			
	A.7.2 Er aktuelle beslutningstakere identifisert?			
	A.7.3 Er ulike interessenter i tiltaket identifisert?			
	A.7.4 Er "godt nok" prinsippet seriøst vurdert med begrunnelse?			
A.8 Er vesentlige virkninger behandlet i utredningsprogrammet? <u>Tilbake</u>	A.8.1 Er bakgrunn av praksis for tiltaket beskrevet?			
	A.8.2 Er bakgrunn for innhenting av ny kunnskap beskrevet?			
	A.8.3 Er tiltakshaver rasjonalitet beskrevet?			
	A.8.4. Er det vurdert om tiltaket påvirker planer og programmer?			
	A.8.5 Er det vurdert om andre planer og programmer påvirker tiltaket?			
	A.8.6 Er virkninger som kan påvirke tiltakets utforming beskrevet?			
	A.8.7 Er sikkerhet og risikoaspektet i tiltaket beskrevet?			
A.9 Er vesentlige interesser behandlet i utredningsprogrammet? <u>Tilbake</u>	A.9.1 Direkte berørte (allmenheten)			
	A.9.2 Interesseorganisasjoner			
	A.9.3 Tiltakshaver interesse/makt			
	A.9.4 Vedlegg II §4			
	A.9.5 Kommunal og fylkeskommunal (lokale/regionale forvaltningsorganer)			
	A.9.6 Næringsøkonomiske interesser			
	A.9.7 Stor lokal/nasjonal konflikt/bekymring			
A.10 Er påvirkningsfaktorer fra tiltaket behandlet i utredningsprogrammet? <u>Tilbake</u>	A.10.1 Er de viktigste påvirkningsfaktorene identifisert?			
	A.10.2 Er påvirkningsfaktorene størrelsesatt (forurensning, arealbeslag, forstyrrelse, barrierer, etc.)?			

A.11 er det foretatt en vurdering av tilgjengelig grunnlagsinformasjon i utredningsprogrammet? <u>Tilbake</u>	A.11.1 Er det foretatt en vurdering av kvalitet på eksisterende relevant informasjon?			
	A.11.2 Er det foretatt en vurdering av kvantitet på eksisterende relevant informasjon?			
	A.11.3 Er det foretatt en vurdering av tilgjengelighet på eksisterende relevant informasjon?			
A.12 Er det gjennomført en scoping prosess? <u>Tilbake</u>	A.12.1 Er det foretatt en målrettet scoping prosess?			
	A.12.2 Er scoping dokumentert tilfredsstillende?			
	A.12.3 Er det benyttet en etterprøvbart metode i scoping?			
	A.12.4 Er ulike interessenter involvert i scoping?			
B - Fastsetting av utredningsprogram				
B.1 Inneholder utredningsprogrammet hvilke alternative lokaliseringer, tekniske løsninger og alternativer for tilpasning og utforming av tiltaket, herunder estetiske utforminger, som bør utredes? <u>Tilbake</u>				
B.2 Inneholder utredningsprogrammet hvilke tema og problemstillinger som bør utredes? <u>Tilbake</u>	B.2.1 Er det foretatt en vurdering av tilgjengelig grunnlagsinformasjon i utredningsprogrammet?			
	B.2.2 Er fagtema-behandling og metode angitt i utredningsprogrammet?			
B.3 Inneholder utredningsprogrammet en plan for hvordan utredningsarbeidet er tenkt lagt opp?				

<u>Tilbake</u>				
B.4 Beskriver utredningsprogrammet prosessen fram til fastsetting av programmet? <u>Tilbake</u>	B.4.1 Er det foretatt en dokumentert scoping-prosess som grunnlag for fastsetting av utredningsprogrammet?			
	B.4.2 Er aktører med ulike interesser i forhold til tiltaket og dets virkninger tatt med i scoping-prosessen?			
	B.4.3 Er det gjort eksplisitt rede for høringsuttalelsene, tatt stilling til eventuelle forslag, og angitt begrunnelse?			
	B.4.4 Er det i tilstrekkelig grad klargjort at høringsuttalelsene og kommentarene fra MD er tatt til følge i fastsatt Utredningsprogram ?			
B.5 Er det gitt klare kriterier for vurdering av anbydere? <u>Tilbake</u>	B.5.1 Er en eventuell anbudsprosess gjennomført på en tilfredsstillende måte, med krav til prosjektplan, kompetanse og metodebeskrivelse, slik at konkurranse primært skjer på faglig grunnlag?			
C - Gjennomføring av KU- arbeidet				
C.1 Er beskrivelsen av tiltaket fokusert på vesentlige og tiltaksspesifikke forhold, egnet for vurderinger omkring tiltakets antatte konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn? <u>Tilbake</u>	C.1.1 Er det gitt en tilstrekkelig beskrivelse av hensikten med tiltaket?			
	C.1.2 Er det gitt en tilstrekkelig beskrivelse av tiltakets fysiske utforming?			
	C.1.3 Er det gitt en tilstrekkelig beskrivelse av tiltakets størrelse og arealbehov?			
	C.1.4 Er det gitt en tilstrekkelig beskrivelse av produksjonsprosessen og ressursbehov?			
	C.1.5. Er det gitt en tilstrekkelig beskrivelse av ekstern person- og godstransport, utslipp og avfall?			
C.2 Er det foretatt en kartlegging og vurdering av tiltakets vesentlige virkninger?	C.2.1. Er det gitt en tilfredsstillende kartlegging av, og beskrivelse av forhold innen <u>miljø, naturressurser og samfunn</u> (heri tilhørende helse) som mest sannsynlig vil påvirkes av tiltaket?			
	C.2.2 Er tiltakets mulige virkninger på omgivelsene tilstrekkelig undersøkt og beskrevet?			

<u>Tilbake</u>	C.2.3. Er tiltakets påregnelige direkte virkninger på omgivelsene beskrevet så presist og eksakt som det er rimelig å forlange?			
	C.2.4 Er det gitt en tilfredsstillende beskrivelse av sekundære virkninger?			
	C.2.5 Er det gitt en tilfredsstillende beskrivelse av midlertidige, tilfeldige og permanente virkninger?			
	C.2.6 Er det gitt en tilfredsstillende beskrivelse av korttids- og langtids virkninger?			
	C.2.7 Er det gitt en tilfredsstillende beskrivelse av indirekte og kumulative virkninger?			
	C.2.8 Er alle vesentlige, negative virkninger blitt vurdert i forhold til mulige avbøtende tiltak og er det i så fall angitt residualvirkninger?			
	C.2.9 Er det tilstrekkelig dokumentert at de foreslåtte avbøtende tiltakene vil være effektive?			
	C.2.10 Er det gitt en tilstrekkelig beskrivelse av risiko og sjanse for ulykker og mulige konsekvenser av disse?			
	C.2.11 I tilfelle det er stor usikkerhet mht. tiltaket og dets virkninger, har man da angitt en "worst case" prediksjon?			
	C.2.12 Er det gitt en vurdering av hvordan prosjektet vil virke i forhold til målsettingen om bærekraftig utvikling?			
C.3 Er arbeidet med de enkelte fagtema tilfredsstillende gjennomført? Er de enkelte fagtema som konsekvensutredning en konsentrerer seg om behandlet på en seriøs, etterprøvbar og tiltaksspesifikk måte?	C.3.1 Er vektlegging og organisering av ulike fagtemaer dekkende i forhold til utredningsprogramet og aktuelle vesentlige miljøeffekter?			
	C.3.2 Er komplekse tverrfaglige naturfaglige og samfunnsfaglige temaer behandlet i sammenheng?			
	C.3.3 Er behandlingen av fagtemaer helhetlig og balansert uten mangler eller nedtoning/framheving av elementer?			
	C.3.4 Omfatter beskrivelsen alle potensielle vesentlige direkte virkninger av tiltaket og eventuelle indirekte, sekundære eller kumulative virkninger?			

<u>Tilbake</u>	C.3.5 Omfatter beskrivelsen alle potensielle vesentlige virkninger av tiltaket på kort, mellomlang eller lang sikt (både midlertidige og permanente)?			
	C.3.6 Er risikoaspektet ivarettatt? Der hvor det er relevant: dekker beskrivelsen også virkninger som vil kunne oppstå ved unormale driftssituasjoner, f.eks. ved uhell?			
	C.3.7 Er virkningenes omfang og anslåtte betydning beskrevet som avvik fra situasjonen i nullalternativet?			
	C.3.8 Er egnede datagrunnlag benyttet ved estimering av virkningers størrelse? Datagrunnlaget er klart beskrevet. Datagrunnlaget/kildene er angitt presist.			
	C.3.9 Er egnede metoder brukt til å anslå virkningers størrelse? Metodene er tilpasset datagrunnlaget, omfanget og viktigheten av de beregnede virkninger. Metodene er beskrevet/ dokumentert.			
	C.3.10 Er beregnede virkninger tallfestet så langt det er faglig forsvarlig? Kvalitative beskrivelser og vurderinger er presist definert.			
	C.3.11 Er metodene som er benyttet tilfredsstillende beskrevet og er valg av metoder og datagrunnlag begrunnet? Usikkerhet og begrensninger ved datagrunnlag og metodikk og betydningen dette har for resultatene kommer klart fram i resultatdrøftingen.			
	C.3.12 Avspeiler de skrevne konklusjonene datagrunnlaget på en balansert og logisk måte?			
	C.3.13 Er virkningers betydning for lokalsamfunnet/ storsamfunnet skilt klart fra virkningenes omfang?			
	C.3.14 Er virkningers betydning vurdert med egnede metoder? Virkningers betydning er vurdert med basis i relevante miljømål eller kvalitetsstandarder. Det er tatt hensyn til virkningenes omfang, spredning/lokalisering og varighet i sammenheng med nasjonale og lokale samfunnsverdier.			
	C.3.15 Er forutsetninger, standarder, og verdigrunnlag som er nyttet beskrevet og begrunnet?			

	C.3.16 Er konklusjoner basert på samlede, helhetlige vurderinger (av for eksempel naturmiljøet) framfor enkeltelementer?			
	C.3.17 Er valg av metoder er begrunnet? Usikkerhet og begrensninger ved forutsetninger og metoder, og betydningen av dette kommer klart fram i resultatdrøftingen.			
	C.3.18 Avspeiler de skrevne konklusjonene datagrunnlaget på en balansert og logisk måte?			
	C.3.19 Er det foreslått overvåkingstiltak som kan registrere miljømessige effekter og gi grunnlag for avbøtende tiltak?			
	C.3.20 Der hvor avbøtende tiltak er foreslått, er betydningen av gjenstående virkningene beskrevet på en tilfredsstillende måte?			
	C.3.21 Er ulike alternative lokaliseringssteder tilfredsstillende behandle?			
	C.3.21 Er alternative prosesser, utforminger og driftsmetoder tilfredsstillende behandlet?			
	C.3.22 Har fagutredningen svart på utredningsprogrammet på en tilfredsstillende måte?			
<u>Tilbake</u>	C.4 Er tiltakets ulike og reelle lokaliseringsalternativer, inklusive 0-alternativet behandlet på en seriøs måte?			
	C.4.1 Er reelle og mulige alternativer til det foreslåtte tiltaket blitt vurdert?			
	C.4.2 Er miljøvirkningene av de ulike alternativene beskrevet på likt grunnlag?			
	C.4.3 Er de vesentlige virkninger av de ulike alternativene for miljø, naturressurser og samfunn sammenlignet med virkningene av det anbefalte tiltaket?			
	C.4.4 Har man i tilstrekkelig grad forklart hovedgrunnene til at ett alternativ blir foretrukket? Er det angitt noen miljømessige årsaker til valget?			
	C.4.5 Er det gitt tilstrekkelig begrunnelse for hvorfor aktuelle alternativer blir utelukket eller forkastet i vurderingsprosessen?			
	C.4.6 Er null-alternativet (situasjonen uten tiltaket realisert, nå og i framtiden) tilstrekkelig beskrevet?			

C.5 Er KU-arbeidet presentert i en oversiktlig KU-rapport med klare og dokumenterte resultater? <u>Tilbake</u>	C.5.1 Er KU-rapporten disponert og skrevet på en måte som gjør at leseren lett og raskt finner forstå hva tiltaket omfatter, hva formålet med konsekvensutredningen er og hvordan målene skal oppnås?			
	C.5.2 Er det en tilstrekkelig god balanse i framstillingen av de ulike konsekvenser?			
	C.5.3 Er presentasjonen av, og sammenstillingen av, ulike konsekvenser og momenter gitt den vekt som deres relative betydning i den totale KU-vurdering burde tilsi?			
	C.5.4 Er det en teknisk god balanse i framstillingen, logisk klar sammenheng mellom UP, faglig analyser, og fokusering på vesentlige forhold?			
	C.5.5 Er presentasjonsformen fyldig, men presis, slik at irrelevante data og informasjon unngås?			
	C.5.6 Er tilgjengeligheten til teksten økt gjennom bruk av hjelpemidler som tabeller, figurer, fotografier, kart (GIS) og lignende?			
	C.5.7 Er alle analysene og konklusjonene tilstrekkelig underbygd med referanser til datagrunnlag, kilder og litteratur?			
	C.5.8 Er tiltakets forventede betydning for samfunnet og miljøet fyldestgjørende dokumentert og angitt? Er dette gjort med referanse til formelle miljøkrav og retningslinjer, vanlige kvalitetsstandarder, forutsetninger og verdivurderinger?			
	C.5.9 Er informasjonen presentert på en måte som sikrer at også ikke-spesialister kan forstå innholdet av?			
	C.5.10 Framgår det tydelig hva slags prosess som har vært fulgt?			

	C.5.11 Gir sammendraget et dekkende bilde av de viktigste konklusjonene og anvendte metoder? (Det bør som et minimum inneholde en kort beskrivelse av tiltaket og dets omgivelser, beskrive de vesentligste virkningene og referere sentrale avbøtende tiltak som tiltakshaver vil iverksette. Bør også inneholde en kort redegjørelse for metodene som har vært brukt)			
	C.5.12 Er det laget et ikke-teknisk sammendrag av KU arbeidet?			
D – Ferdig KU-prosess og sluttdokument				
D.1 Er formelle krav vedrørende høring og informasjon blitt fulgt i KU-prosessen? <u>Tilbake</u>	D.1.1 Har ferdig KU-rapport vært lagt ut til offentlig ettersyn og har det vært gjort andre nødvendige informasjonstiltak?			
	D.1.2 Har det vært gjort spesielle, hensiktsmessige tiltak for å innhente informasjon og synspunkter fra berørte og myndigheter?			
D.2 Er det utformet et eget sluttdokument og følger sluttdokumentet formelle krav til innhold?	D.2.1 Er det utformet et eget sluttdokument?			
	D.2.2 Er det gitt en konsis og dekkende beskrivelse av prosjektet, dets omgivelser og tiltakets virkninger på miljø, naturressurser og samfunn?			
	D.2.3 Er det gjort klart rede for at alle de utredningskrav som ble stilt i utredningsprogrammet har blitt gjennomført og er behandlet i KU-rapporten?			
	D.2.4 Er det i tilstrekkelig grad gjort rede for at konsekvensutredningen og høringsuttalelsene er behandlet og tatt hensyn til av ansvarlig myndighet?			
	D.2.5 Er det stilt krav om avbøtende tiltak og evt nødvendige oppfølgende undersøkelser av disse?			
<u>Tilbake</u>	D.2.6 Er det fastsatt et eget miljøoppfølgingsprogram?			

	D.2.7 Er det utformet andre planer eller et program for overvåking? Er det gjort klart rede for tidsplanen samt hvem som skal ha ansvaret for iverksettingen av disse tiltakene?			
	D.2.8 Er det krevd eller fastsatt tilleggsutredninger og angitt hvordan disse skal behandles og følges opp?			
	D.2.9 Er det som finnes av betydelig usikkerhet i tiltaket og dets miljømessige virkninger i tilstrekkelig grad framhevet?			
E – Avbøtende tiltak, overvåking og oppfølgende undersøkelser				
E.1 Er reelle og realistiske avbøtende tiltak for ulike alternativer foreslått?	E.1.1 Er avbøtende tiltak foreslått for alle alternativer?			
	E.1.2 Er effekten av ulike avbøtende tiltak vurdert i anleggsfase?			
	E.1.3 Er effekten av ulike avbøtende tiltak vurdert i driftsfasen?			
	E.1.4 Er effekten av ulike avbøtende tiltak vurdert i nedbyggingsfasen?			
	E.1.5 Har man vurdert behov for motiltak/avbøting ut fra faktiske og uforutsette virkninger?			
E.2 Har KU arbeidet avdekket behov for nødvendige supplerende undersøkelser, og er slike undersøkelser foreslått?	E.2.1 Er det et behov for nødvendige supplerende undersøkelser?			
	E.2.1 Er behovet for nødvendige supplerende undersøkelser foreslått gjennomført?			
	E.2.2 Er behovet for supplerende undersøkelser faglig begrunnet?			
	E.2.3 Har tiltakshaver forstått behovet for supplerende undersøkelser, og laget en plan for gjennomføring av disse?			
E.3 Er det foreslått programmer for overvåking av tiltakets reelle konsekvenser i anleggs- og driftsfase?	E.3.1 Har man hatt overvåking i samsvar med fastsatte vilkår?			
	E.3.2 Er det iverksatt overvåking av predikerte virkninger med sikte på eventuell oppfølging?			

anleggs- og driftsfasen? <u>Tilbake</u>	E.3.3 Har man verifisert og vurdert faktiske virkninger for å akkumulere kunnskap om årsaks- / virkningsforhold?			
	E.3.4 Har man kontrollert effekten av oppfølgingstiltak /avbøtende tiltak i forbindelse med gjennomføringen?			

Vedlegg 3

KU prosess i Norge – evaluering av KU

KU prosess i Norge	Ansvar	Stoppesteder for kvalitetssjekk	Målbare evalueringskriterier
Melding utarbeides	Tiltakshaver	Melding	Er beskrivelse av tiltaket god? Er aktuelle og realistiske alternativer beskrevet? Er tiltakets lokalisering godt illustrert ved kart (inkl. alternativer)? Er konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn beskrevet for alle alternativer?
Forslag til utredningsprogram (UP) utarbeides	Tiltakshaver	Utredningsprogram og prosess for å fastsette dette (scoping)	Er det foretatt en målrettet scoping prosess? Er ulike beslutninger som skal tas identifisert sammen med aktuelle beslutningstakere? Er ulike interessenter involvert i scoping? Er scoping dokumentert på en holdbar måte?
Melding med forslag til UP sendes ansvarlig myndighet (AM)	AM	Melding og forslag til UP vurderes av ansvarlig myndighet (AM)	Samme punkter som over
AM legger melding m/UP ut til offentlig ettersyn	AM	Høring	Min. 6 ukers frist. Er alle aktuelle interessenter med blant høringsinstansene?
Høringsuttalelser behandles av AM	AM	Høring	
Melding revideres av AM	AM		Høringsuttalelser tatt til følge/behandlet – OK?
Utkast til UP forlegges MD	MD		MD kan utarbeide kriterier for sin kvalitetssjekk av UP, se scoping

KU prosess i Norge	Ansvar	Stoppesteder for kvalitetssjekk	Målbare evalueringskriterier
UP revideres og fastsettes av AM.	AM	UP. Mer detaljert: Eget opplegg for kvalitetssjekk av utforming og innhold i UP, scoping prosess og dokumentasjon av denne.	Er UP detaljert med beskrivelse av årsak-virkning (påvirkningsfaktorer identifisert, tema som KU skal konsentrere seg om identifisert), se scoping?
Ku ut på anbud	Tiltakshaver	Anbudsdokumenter	Kriterier for vektlegging av anbudsvurdering. To trinns vurdering/kvalitetssjekk: 1. Personer, firma, tolking av UP, arbeid- og tidssplan, tidligere tilsvarende KU gjennomført; 2. Pris. (1/2 = 70/30?) Skriftlig tilbakemelding fra oppdragsgiver hvor vektlegging og vurderinger settes opp. Gir muligheter til forbedringer for anbydere.
KU arbeidet gjennomføres	KU utreder	Prosess	Framdriftsrapporter, kostnadsovervåking, tidsskjema/milepeler, statusmøter, syntesearbeid/møter
Arbeidet med de enkelte fagtema	Fagtema ansvarlig Ku utreder	Fagtema arbeid. Egen kvalitetssjekk for utforming og innhold av arbeidet med fagtema, scoping prosess og dokumentasjon av denne.	Faglig kvalitetssjekk, har fagutredningen svart på UP? Målfokustert rapportering. Årsak – virkning. Alternativbehandling. Direkte, indirekte og kumulative effekter. Effekter lokalt, regionalt, nasjonalt og internasjonalt. Effekter på kort og lang tid. Avbøtende tiltak, overvåking etc. Dokumentasjon. Åpen og gjennomsiktig prosess
Utforming av KU dokumentet	KU utreder Tiltakshaver	KU-dokument	Reflekteres UP i sluttdokumentet Syntesearbeid Gjenspeiler KU dokumentet fagtemautredningenes konklusjoner? Veiing av konsekvenser
Ikke-teknisk sammendrag	Tiltakshaver	Ikke-teknisk sammendrag	Hovedkonklusjoner fra KU dokumentet tatt med Lesbart for allmennheten
Tiltakshaver sender ferdigstilt KU til	AM	Ferdigstilt KU	Formelle krav oppfylt
AM legger ferdigstilt KU ut til offentlig ettersyn	AM	Høring	Min. 8 ukers frist. Er alle aktuelle interessenter med blant høringsinstansene?
Offentlig møte om KU avholdes	AM		Er alle relevante opplysninger i saken kommet fram? Merknader og synspunkter fra møtet

KU prosess i Norge	Ansvar	Stoppsteder for kvalitetssjekk	Målbare evalueringskriterier
			inngår i vurderingen om utredningsplikten er oppfylt.
Høringsuttalelser behandles av AM	AM	Høring	Høringsuttalelser tatt til følge/behandlet – OK? Er utredningsplikten oppfylt
Sluttdokument	AM	Sluttdokument	Norm for sluttdokument fulgt? Hovedkonsekvenser framstilt i hht KU og høringsuttalelser? Avbøtende tiltak gjort rede for? Andre tilleggsutredninger gjort rede for? Alle faser medtatt: Utbyggings-, drifts, og nedleggings fase?
Tilleggsutredninger	AM	Supplerende opplysninger Avbøtende tiltak Overvåkingsprogrammer	Prosjektoppfølgning. Evaluering av tiltak, mål-virkning? Evaluering av prosess/prosjekt.

