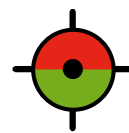
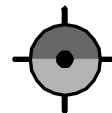


Verdien av samfunnsmessige
konsekvenser av akutt forurensning



PETROLEUMSTILSYNET





Rapport

Rapport

Rapporttittel

Verdien av samfunnsmessige konsekvenser av akutt forurensning

Rapportnummer

Gradering

- Offentlig
 Begrenset
 Strengt fortrolig
 Unntatt offentlighet
 Fortrolig

Involverte

Petroleumstilsynet: Ingrid Årstad, Vidar Kristensen.

Dato: 12.01.2010

Proactima: Eirik Bjorheim Abrahamsen, Hermann Steen Wiencke

Rapport og prosjektinformasjon

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet som en del av underlaget til Rapport fra Faglig forum, Overvåkingsgruppen og Risikogruppen som legges frem for den interdepartementale styringsgruppen for forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten 15.04.2010. Rapport fra Faglig forum, Overvåkingsgruppen og Risikogruppen vil etter en høringsprosess og eventuelle justeringer som følge av denne, utgjøre det faglige underlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten 2010.

Risikogruppen gav et oppdrag til Petroleumstilsynet om å koordinere et innledende arbeid med tanke på metodisk utvikling for å kunne redegjøre for potensielle samfunnsmessige konsekvenser av akutt forurensning, gitt konteksten for Risikogruppens arbeid. Rapporten oppsummerer status på dette arbeidet så langt.

Norske emneord

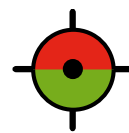
Prosjekttittel
HP-M

Prosjektnr
999023

Antall sider

Opplag

Verdien av samfunnsmessige
konsekvenser av akutt forurensning



PETROLEUMSTILSYNET



Oppsummering:

I denne rapporten presenteres et forslag til metode for verdsetting av samfunnsmessige konsekvenser av et akutt utslipp til sjø. I metoden som foreslås anbefaler vi at verdivurderingene som gjennomføres for de ulike konsekvensdimensjonene (fisk, sjøpattedyr, etc.) i størst mulig grad skal være kvantitative. Kvantitativ verdivurdering av enkelte konsekvensdimensjoner vil imidlertid kunne være vanskelig å gjennomføre på grunn av stor kunnskapsmangel. Verdivurderingene kan for slike situasjoner være kvalitative. En må da være oppmerksom på at dette er forhold som må tas hensyn til, i tillegg til den verdien som fremkommer for de forholdene hvor en er villig til å gjøre en verdivurdering. Verdivurderingen vil i slike tilfeller ikke være fullstendig. Den anbefalte metoden skiller seg dermed fra en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse som krever at samtlige miljødimensjoner transformeres over til kroner og øre. Hvis samtlige dimensjoner transformeres til kroner og øre, vil den anbefalte metoden i stor grad være sammenfallende med en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse, men hvor en i tillegg angir usikkerhet og styrbarhet.

Nøkkelord	Samfunnsmessige konsekvenser
Rapport nr.	PS-0357-RE-04
Konfidensialitet	Åpen
Dato	12. januar 2010
Revisjon nr.	1
Sider	46
Revidert dato	12. januar 2010

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn	3
2	Målsetting med og avgrensning av arbeidet	4
3	Begrepsavklaring – skillet mellom samfunnsmessige konsekvenser og samfunnsøkonomiske konsekvenser	5
4	Grunnlag for utarbeidelse av metode	6
4.1	Samfunnsøkonomiske konsekvenser av en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet (Seros)	6
4.2	Samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk og akutt oljeforurensning i norskehavet (SINTEF)	8
4.3	Økonomisk verdsetting av havmiljø	9
4.4	“The effect of oil spills on seafood safety – An example of the application of the Nordic risk analysis model”	9
4.5	“The economics of ecosystems & biodiversity”	10
4.6	Prestige-ulykken	10
4.7	“The 100 largest losses 1972-2001”	11
5	Diskusjon av rapportene	12
6	Forslag til metode for verdsetting av konsekvenser av et akutt utslipp til sjø for samfunnet	13
6.1	Introduksjon	13
6.2	Beskrivelse av metode.....	13
6.3	Visualisering av resultater	27
7	Eksempel på anvendelse	30
8	Referanser	39
	VEDLEGG 1 Beskrivelse av konsekvensdimensjonene som må tas hensyn til ved verdsetting av konsekvensene av et akutt utslipp til sjø.....	40
	VEDLEGG 2 Diskusjon av metoder for verdsetting av konsekvenser av et akutt utslipp til sjø som er blitt benyttet i rapportene nevnt i kapittel 2	42

1 Bakgrunn

Forvaltningsplanen for Barentshavet – Lofoten fra 2006 skal oppdateres i 2010. De rådgivende gruppene Faglig forum under ledelse av Norsk Polarinstitutt, Overvåkningsgruppen under ledelse av Havforskningsinstituttet og Risikogruppen under ledelse av Kystverket vil forberede det faglige grunnlaget for oppdateringen. Oppdateringen av forvaltningsplanen vil bli lagt fram for Stortinget.

Formålet med forvaltningsplanen er å legge til rette for verdiskaping gjennom bærekraftig bruk av ressurser og samtidig opprettholde økosystemenes struktur, virkemåte og produktivitet. Dette fordrer en oversikt over både positive og negative potensielle konsekvenser av menneskelige aktiviteter.

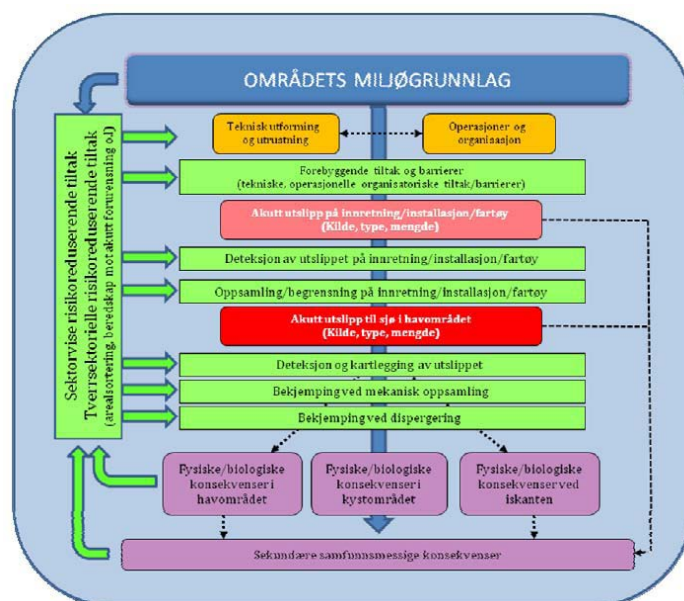
Forvaltningsplanarbeidet er gjenstand for jevnlig involvering av ulike interesseorganisasjoner, lokale myndigheter, fagmiljøer osv. Disse har ved hver anledning, både hva angår Barentshavet og Norskehavet, gitt innspill om at de savner redegjørelser for samfunnsmessige konsekvenser av menneskelige aktiviteter i havområdene.

I Risikogruppen er det tatt hensyn til dette ved blant annet:

- Synliggjøring av samfunnsmessige konsekvenser av miljømessige skader som følge av akutte utslipp i den overordnede beskrivelse av tilnærmingen til helhetlig styring av miljørisiko.
- Utarbeidelse av et notat med kartlegging av hvordan samfunnsmessige konsekvenser av akutte utslipp er blitt utredet i ulike sammenhenger, samt styrker og svakheter ved ulike metodiske tilnærminger.
- Nedsettelse av en arbeidsgruppe for å utvikle en metodikk for verdivurdering av samfunnsmessige konsekvenser av akutte utslipp

Risikogruppens bidrag er avgrenset til samfunnsmessige konsekvenser av **akutt** forurensning til sjø, og dekker således **ikke** positive samfunnsmessige konsekvenser av menneskelige aktiviteter eller potensielt negative konsekvenser av menneskelige aktiviteter i normal drift. For å kunne dekke behovet for balanserte avveininger mellom hensynet til verdiskaping og hensynet til økosystemenes struktur, virkemåte og produktivitet, ref grunntanken bak økosystembasert helhetlig forvaltning, er det viktig at det igangsettes et tilsvarende arbeid for metodisk utvikling for å kunne redegjøre for positive samfunnsmessige konsekvenser av menneskelige aktiviteter eller potensielt negative konsekvenser av menneskelige aktiviteter i normal drift.

Arbeidet som er beskrevet i denne rapporten kan sees i lys av den etablerte modellen for miljørisiko av akutt forurensning til sjø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten som er utarbeidet i regi av Risikogruppen. Modellen, som er illustrert i Figur 1, tar utgangspunkt i en tankegang der en ser på et akutt utslipp som en hendelsessekvens eller en hendelseskjede. Dette er forsøkt illustrert ved at det går piler mellom de ulike elementene som er inkludert ovenfra og nedover.



Figur 1: Overordnet modell for miljørisikoen relatert til akutt forurensning til sjø.

En grundig beskrivelse av modellen finnes i [1].

Arbeidet som er beskrevet i denne rapporten omhandler konsekvensene av et akutt utslipp til sjø og relateres derfor til den nederste delen av modellen. Konsekvensene av et akutt utslipp til sjø antas kjent fra konsekvensanalyser. Utfordringen i denne rapporten relateres til verdsetting av skaden/tapet som kommer fram gjennom konsekvensanalysene.

Vi vil takke professor i samfunnsøkonomi Frank Asche (Universitetet i Stavanger), professor i risikostyring Terje Aven (Universitetet i Stavanger) og professor i samfunnsøkonomi Ståle Navrud (Universitetet i miljø og biovitenskap) for gode diskusjoner om temaet og nyttige innspill til rapporten.

2 Målsetting med og avgrensning av arbeidet

Gitt begrensningene i ressurser må det trekkes noen grenser for omfanget av arbeidet som kan gjennomføres i 2009.

- Arbeidet avgrenses til metodisk utvikling**, mens selve analysen blir gjennomført som en del av oppfølgingen av den helhetlige forvaltningsplanen.
- Arbeidet må skrive seg i konteksten av økosystembasert helhetlig forvaltning.** Dette betyr at metoden må ivareta myndighetenes behov for beslutningsstøtte i forbindelse med økosystembasert helhetlig forvaltning (ikke FOU). Metoden som utvikles her er ment å både utnytte styrkene til flere anerkjente metoder og ha en dekningsgrad som ingen av disse metodene enkeltvis har. Anvendelse av den nye metoden kan dermed være mer ressurskrevende enn det som har vært vanlig, men det er søkt å utvikle en metode som tjener sin funksjon (frembringe nødvendig beslutningsstøtte til forvaltningen) med hensyn til myndighetenes ressursbegrensninger.
- Arbeidet må ta utgangspunkt i beskrivelse av miljømessige konsekvenser av akutt utslipp og tilhørende usikkerhet.** Det er også viktig med en forankring av selve metodikken i forvaltningen.

- d) **Arbeidet innebærer en utsjekking av status på dette området med miljømyndighetene.** Arbeidsgruppen utarbeider forslag til metode, som legges frem for Risikogruppen for vurdering og kommentering. Arbeidsgruppen påtar seg bearbeiding av innspill til produktet blir akseptabelt for Risikogruppen. Målet er å ha ferdig en rapport, som Risikogruppen er komfortabel med innen 1.12.09.
- e) **Arbeidet tar utgangspunkt i begrepsavklaringer som er foretatt i Risikogruppen,** ref blant annet henvisning til ISO Guide 73 og ISO 31000.
- f) **Arbeidet resulterer i en rapport som er i tråd med åpenhetslinjen i helhetlig forvaltning.** Dette innebærer blant annet en vektlegging av tilgjengelighet og etterprøvnbarhet gjennom kildehenvisninger, kommunikasjon av metodiske valg, forutsetninger mv.

3 Begrepsavklaring – skillet mellom samfunnsmessige konsekvenser og samfunnsøkonomiske konsekvenser

I [2] omtales skillet mellom samfunnsmessige konsekvenser og samfunnsøkonomiske konsekvenser på følgende måte:

“... I en samfunnsøkonomisk analyse fokuseres det på effekter som kan verdsettes i kroner ved hjelp av markedspriser eller gjennom metoder for å estimere betalingsvillighet. En ulykke vil imidlertid ha konsekvenser ut over de som trekkes inn i en samfunnsøkonomisk vurdering. I første rekke gjelder dette de tap som er knyttet til at personer omkommer eller blir skadet - for de som rammes er tapene selvsagt langt større enn det som er knyttet til de økonomiske konsekvenser for samfunnet. Tap av et liv kan ikke uttrykkes ved hjelp av penger...”

Fra beskrivelsen over går det fram at effekter som *ikke* kan verdsettes i kroner ved hjelp av markedspriser eller gjennom metoder for å estimere betalingsvillighet skal betraktes som samfunnsmessige konsekvenser.

I enkelte (økonomiske) miljøer vil en kunne hevde at alle effekter kan verdsettes i kroner ved hjelp av markedspriser eller gjennom metoder for å estimere betalingsvillighet. Det vil da kun være snakk om samfunnsøkonomiske konsekvenser. I andre miljøer vil en imidlertid kunne være av en annen oppfatning. Det vil da med dette utgangspunktet oppstå situasjoner der noen effekter blant enkelte grupper anses for å være samfunnsøkonomiske konsekvenser, mens de samme effektene blant andre grupper vil anses for å være samfunnsmessige konsekvenser.

Det er med dette utgangspunktet vi i rapporten ønsker å bruke begrepet ”konsekvenser for samfunnet av et akutt utslipp til sjø” i stedet for ”samfunnsmessige konsekvenser”. Ved en slik språkbruk fjernes problemet med å definere hva som er forskjellen på samfunnsmessige og samfunnsøkonomiske konsekvenser.

I denne rapporten legges fokus verdsetting av konsekvenser for samfunnet av et akutt utslipp til sjø. Vi anbefaler at verdivurderingene som gjennomføres for de ulike konsekvensdimensjonene i størst mulig grad skal være kvantitative. Kvantitativ verdivurdering av enkelte konsekvensdimensjoner vil imidlertid kunne være vanskelig å gjennomføre pga stor kunnskapsmangel. Verdivurderingene kan for slike situasjoner være kvalitative. En må da være oppmerksom på at dette er forhold som en må ta hensyn til i tillegg til den verdien som fremkommer for de forholdene hvor en er villig til å gjøre en verdivurdering. Verdivurderingen vil i slike tilfeller ikke være fullstendig. Vår anbefalte metode skiller seg dermed fra en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse som krever at

samtligte miljødimensjoner transformeres over til kroner og øre. Hvis samtligte dimensjoner transformeres til kroner og øre, vil vår metode i stor grad være sammenfallende med en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse, men hvor en i tillegg angir usikkerhet og styrbarhet.

4 Grunnlag for utarbeidelse av metode

Hovedfokus i rapporten er å presentere en metode/prosess for verdsetting av konsekvenser av akutt utslipp til sjø for samfunnet. Selve *grunnlaget* for utarbeidelsen av en slik metode er eksisterende rapporter og studier som har sett på konsekvenser av et akutt utslipp til sjø for samfunnet, samt verdsetting av økosystemer, havmiljø og klimaendringer. Følgende rapporter er nærmere diskutert i denne delen av rapporten:

1. Samfunnsøkonomiske konsekvenser av en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet (SEROS), ref. [2].
2. Samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk og akutt oljeforurensning i norskehavet (SINTEF), ref. [3].
3. Økonomisk verdsetting av havmiljø – anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen (Norges fiskerihøgskole (UiT) og NORUT), ref. [4].
4. The effect of oil spills on seafood safety – An example of the application of the Nordic risk analysis model, ref. [5].
5. The economics of ecosystems & biodiversity (Sukhdev), ref. [6].
6. The Prestige disaster: Actions taken by the Spanish government – Spain, ref. [7].
7. The 100 largest losses 1972-2001. Large property damage losses in the hydrocarbon-chemical industries (Marsh), ref. [8].

Andre rapporter enn de som er nevnt over er også benyttet som grunnlag for utarbeidelse av metoden som vi foreslår i dette notatet. Se referanselisten.

4.1 Samfunnsøkonomiske konsekvenser av en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet (SEROS)

SEROS (Senter for risikostyring og samfunnssikkerhet ved Universitetet i Stavanger) har utarbeidet en rapport om samfunnsøkonomiske konsekvenser av en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet på oppdrag for Petroleumstilsynet, ref. [2]. Formålet med rapporten er å gi en bedre forståelse av de samfunnsøkonomiske konsekvensene av en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet. I tillegg belyses skillet mellom samfunnsøkonomiske og bedriftsøkonomiske kostnader.

I rapporten presenteres et rammeverk for evaluering av bedrifts- og samfunnsøkonomiske konsekvenser av en storulykke. Etter at rammeverket er presentert, diskuteres først vurdering av de bedriftsøkonomiske konsekvensene av en storulykke. Deretter diskuteres forskjeller mellom en samfunnsøkonomisk og en bedriftsøkonomisk vurdering. I tillegg presenteres et eksempel på en storulykke på norsk sokkel som er representativ for et sett med installasjoner, ikke en spesifikk installasjon.

I rapporten skiller det mellom samfunnsøkonomiske og samfunnsmessige konsekvenser av storulykker, hvor hovedfokus i rapporten er på de samfunnsøkonomiske konsekvensene. I en samfunnsøkonomisk analyse fokuseres det på effekter som kan verdsettes i kroner ved hjelp av markedspriser eller gjennom metoder for å estimere betalingsvillighet. En storulykke vil imidlertid ha konsekvenser ut over de som trekkes inn i en samfunnsøkonomisk vurdering.

Dette gjelder f.eks. de tap som er knyttet til at personer omkommer eller blir skadet, samt effekter knyttet til tap av tillit til petroleumsvirksomheten fra politisk miljø og fra samfunn, både nasjonalt og internasjonalt.

Følgende definisjon brukes i rapporten for en storulykke:

“En storulykke er en ulykke der flere individer, og / eller omkringliggende miljø blir eksponert enten direkte- eller som en konsekvens av industriell aktivitet.”

Følgende hovedelementer inngår i den bedriftsøkonomiske vurderingen:

- Kostnader knyttet til håndtering av selve ulykken, redning og evakuering, stabilisering av hendelsen, etterforskning.
- Økonomisk tap som følge av nedetid ved en ulykke – produksjonstap, utsatt produksjon, og evt. bot for manglende levering.
- Tap av økonomiske verdier og kostnader forbundet med gjennombygging av infrastruktur, inkluderer også fjæring av skadet utstyr.
- Økonomisk tap som følge av personellskade. Kostnader knyttet til erstatningsansvar, medisinsk behandling, opplæring / innleie av ny arbeidskraft, etc.
- Økonomisk tap som følge av langsiktig skadebegrensning / skade på ytre miljø – inkluderer opprensning, langsiktige tiltak til gjenoppretning av miljø, erstatning i forhold til bruker, og bøter.
- Økonomisk tap relatert til omdømmeeffekter – salgsvolum, pris, attraktivitet i forhold til arbeidstakere etc.
- Økonomisk tap som følge av ringvirkninger av ulykke – effekter på rammevilkår, mulige følgeefferter for andre tilsvarende innretninger, etc.
- Erstatningsansvar overfor entreprenører og tredjeparter knyttet til skade av eiendom og liv / helse.

De samfunnsøkonomiske konsekvensene av en storulykke kan spenne over et stort intervall. Tabellen under gir en oppsummering av resultatene fra rapporten angående spenn i de samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet.

Tabell 1: Anslag på samfunnsøkonomiske kostnader knyttet til en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet, ref. [2].

Kostnadsart	Kostnadsanslag i mrd. kroner
Kostnader til håndtering av ulykken	0,1 – 3
Økonomisk tap knyttet til nedetid	0 – 20
Tap knyttet til gjenoppbygging / fjerning	1 – 12
Kostnader knyttet til helseeffekter / tap av liv	0 – 2
Økonomisk tap knyttet til langsiktig skadebegrensning / skade på ytre miljø	0 – 50
Omdømmeeffekter	1 – 6
Rammevilkår	1 – 20

De enkelte kostnadskomponentene er bevisst ikke summert da en ikke vil ha en ulykke som gir maksimalverdier for alle kostnadene. I rapporten forklares dette eksempelvis med at største avbruddstap knyttet til en knutepunktsinnretning er i et nettverk for gasstransport, mens største tap knyttet til miljøskade forutsetter stor oljeproduksjon.

4.2 Samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk og akutt oljeforurensning i norskehavet (SINTEF)

SINTEF har utarbeidet en rapport om samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk og akutt oljeforurensning i norskehavet på vegne av Kystverket og Olje- og energidepartementet i forbindelse med prosessen for å etablere en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet, ref. [3]. Formålet med rapporten er å gi en beskrivelse av de samfunnsmessige konsekvenser knyttet til skipstrafikk og akutte oljeutslipp i utredningsområdet. Første del av rapporten inneholder en faktabasert og generell beskrivelse av samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikken i Norskehavet for de regionene på land som kan relateres direkte til denne aktiviteten. I andre del av rapporten vurderes mer spesifikt konsekvenser knyttet til akutte oljeutslipp fra skipulykker (forlis, grunnstøtning osv.), samt fra oljeinstallasjonsulykker.

Generell beskrivelse av samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk

I den generelle beskrivelsen av samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikken i Norskehavet vurderes dagens situasjon for hvert av de fire fylkene som er inkludert i utredningsområdet i form av bl.a.

- Befolkning og sysselsetting innen sjøfart (direkte konsekvenser).
- Sysselsetting i andre næringer knyttet til skipstrafikk (ringvirkninger).
- Verdiskapning (bruttoprodukt) i næringer knyttet til skipstrafikk (direkte konsekvenser og ringvirkninger).

I tillegg vurderes kort fremtidsutsiktene for verdiskapning relatert til skipstrafikk.

Økonomiske konsekvenser av utslipp til luft og sjø fra skipstrafikk har både en inntekts- og en kostnadsside. På den ene siden vil utslippene ha negative miljøkonsekvenser som igjen kan generere kostnader i form av at viktig flora og fauna kan bli negativt påvirket. På den andre siden er utslippene avgiftsbelagte, noe som genererer inntekter for samfunnet. Forurensning i form av driftsutslipp diskuteres, men verken tallfestes eller tas med i den videre diskusjonen.

Samfunnsmessige konsekvenser av akutt oljeforurensning

De samfunnsmessige konsekvensene av akutt oljeforurensning vurderes bl.a. for følgende forhold:

- Saneringskostnader.
- Havbruk (oppdrett).
- Fiskeri.
- Turisme og reiseliv.
- Øvrige samfunn (fritidsfiske, jakt og fangst, tradisjonelt båtliv, turer i strandsonen, solbading og bading, dykking, windsurfing, kiting, osv.).

I tillegg gis det fire eksempler på samfunnsmessige konsekvenser av akutte oljeutslipp til sjø, hvorav to eksempler er relatert til skipsulykker og to til oljeinstallasjonsulykker. De fire eksemplene er geografisk ulike; ved Stad, i Vestfjorden, utenfor Molde og utenfor Norne. I hvert av eksemplene beskrives hvilke områder som vil påvirkes av det akutte oljeutslippet og det vurderes hvilke samfunnsmessige konsekvenser dette vil gi. Resultatene gis for hvert av

forholdene nevnt over med hensyn på kostnad / tap (i millioner norske kroner) og i forventet sysselsettingsendring.

I rapporten fokuseres det på betydningen av næringene i den lokale økonomien og konsekvenser av utslipp for sysselsetting og verdiskapning. Dette innebærer at rapporten ikke reflekterer de totale samfunnsmessige konsekvensene som følge av en ulykke.

4.3 Økonomisk verdsetting av havmiljø

Norges fiskerihøgskole (Universitetet i Tromsø) sammen med NORUT (Northern Research Institute Tromsø) har på oppdrag fra Miljøverndepartementet gjennomført en utredning om økonomisk verdsetting av et intakt havmiljø, med særlig fokus på havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen, ref. [4]. Se også [lenke](#) til Miljøverndepartementets nettsider.

Formålet med utredningen er å bidra til å styrke beslutningsgrunnlaget for arbeidet med en helhetlig forvaltning av norske havområder. Det forutsettes at området som vurderes er et rent, produktivt havmiljø med et intakt biologisk mangfold. Videre gir ikke utredningen en utfyllende beskrivelse av de økonomiske verdiene knyttet til havområdene ved Lofoten-Vesterålen, men er ment som et første steg.

I utredning tas det opp prinsipielle og metodiske spørsmål knyttet til økonomisk verdsetting av miljøverdier og en rekke miljøverdier knyttet til havområdet er identifisert og beregnet. Både direkte bruksverdier som fangst, fiske og reiseliv, samt indirekte bruksverdier som naturbaserte rekreasjonstjenester for lokalbefolkningen og havets evne til å lagre karbon er vurdert.

For havområdene ved Lofoten-Vesterålen er direkte bruksverdier beregnet til å ha en nåverdi på i underkant av 160 milliarder kroner (2008-kroner), målt som bruttoprodukt. Indirekte bruksverdier er også vurdert i rapporten, men kan ikke summeres direkte på grunn av svært forskjellige mål og ulike vurderinger. Rapporten presenterer således ikke en total bruksverdi.

4.4 "The effect of oil spills on seafood safety – An example of the application of the Nordic risk analysis model"

Representanter fra Norge, Sverige, Danmark, Finland og Island har sammen sett på effekten av oljeutslipp på mattrygghet.

Rapporten "The effect of oil spills on seafood safety" er en dokumentasjon av en risikoanalyse som fokuserer på effektene og konsekvensene på mattrygghet av et akutt utslipp til sjø. Risikoanalysen følger en 5-trinns prosedyre. De fem trinnene er: "risk evaluation", "risk assessment", "risk management option assessment", "implementation of management decision" og "monitoring and review". I rapporten er utgangspunktet for analysen et tenkt oljeutslipp på 100.000 tonn råolje, på et sted i havet mellom Danmark, Norge og Sverige. Risikoanalysen fokuserer på effekten av et oljeutslipp med hensyn til innholdet av PAH i fisk og skalldyr, og hvordan denne økningen i PAH vil kunne påvirke kreftrisikoen for de som spiser den forurensede maten. Andre stoffer som finnes i oljen er ikke behandlet i rapporten.

Risikoanalysen starter med en risikoevaluering. Denne evalueringen innbefatter utarbeidelse av risikoprofil og en vurdering av den potensielle risikoen for mennesker. Etter risikoevalueringen følger en risikovurdering, som er gjennomført ved anvendelse av data for

PAH innhold i fisk og skalldyr og inntaket av denne maten i noen av de nordiske landene. Risikovurderingen omfatter også modellberegninger og en oversikt over de usikkerhetene som ligger i datamaterialet som anvendes. I rapporten konkluderes det med at oljeutslipp og forurensningen av fisk og skalldyr utgjør en økt kreftrisiko, men også at det er høy usikkerhet i vurderingene. I risikoanalysens neste skritt diskuteres håndteringsmuligheter inklusive fordeler og ulemper ved mulige tiltak.

I rapporten så fokuseres det kun på mattrygghet. Rapporten omfatter derfor ikke de totale konsekvensene for samfunnet av et slikt utslipp til sjø.

4.5 "The economics of ecosystems & biodiversity"

På oppdrag fra EU og tyske myndigheter har Pavan Sukhdev utarbeidet rapporten "The economics of ecosystems & biodiversity", ref. [6]. Rapporten er presentert på Miljøverndepartementets nettsider, se [lenke](#).

I rapporten vurderes de økonomiske konsekvensene ved tap av artsmangfoldet i naturen og hele økosystemer. Rapporten viser at en langsiktig økonomisk vekst i verden er helt avhengig av at vi bevarer mangfoldet i naturen. Rapporten slår også fast at det er verdens fattige som taper mest når naturens mangfold blir mindre og mindre.

I rapporten heter det at vi frem til i dag ikke har klart å fastsette den "virkelige" verdien av naturen, og at dette er grunnen til at vi utsletter arter og hele økosystemer i et rasende tempo. Nettopp ved å være bevisst en slik verdi vil vi også kunne se hva vi faktisk står i fare for å tape hvis vi ikke snur denne negative trenden og stanser tapet av naturmangfold.

I Sukhdevs forord til rapporten nevner han selv tre punkter han mener er svært viktige:

1. Fattigdom og tapet av økosystemer og naturmangfold er uløselig knyttet sammen. Det er de fattigste som er mest avhengig av naturen gjennom jordbruk, fiske, dyrehold og skogbruk i liten skala.
2. Det etiske problemet ved å utrydde arter i naturen. Risikoen, usikkerheten og begrensningene vi legger for fremtidige generasjoner.
3. At det videre arbeidet for å stanse tapet av naturmangfoldet må rette seg mot de menneskene som tar avgjørelser på lokalt nivå; politikere, bedrifter og den enkelte innbygger.

4.6 Prestige-ulykken

Den 13. november 2002 oppsto det en alvorlig strukturfeil i enkeltskrogtanker Prestige utenfor den Galiciske kysten i nordvest Spania. Dette resulterte i et stort oljeutslipp som tilgriset strandsonen på den Galiciske kysten.

Spanske myndigheter har utgitt en presentasjon som kort beskriver konsekvensene av ulykken, både for fiskerinæringen og spanske myndigheter, ref. [7]. Totalt ble rundt 900 km kystlinje påvirket av ulykken – fiske ble forbudt på en 555 km lang strekning, mens skjellfiske ble forbudt på en 307 km lang strekning. Totalt erstatningskrav mot spanske myndigheter var totalt rundt 1 milliard Euro. Av disse utgjorde kostnadene forbundet med opprensning av sjøen og kystlinjen ca. 57 %. Tabell 2 gir en oversikt over fordelingen av krav rettet mot spanske myndigheter etter Prestige-ulykken.

Tabell 2: Fordeling av krav rettet mot spanske myndigheter etter Prestige-ulykken, ref. [7].

Type krav	Andel (%)
Opprensning kystlinje	39,3 %
Opprensning sjø	18,3 %
Erstatning til ofrene	17,2 %
Fjerning av olje fra vraket	16,2 %
Skattefordel og avslag	5,1 %
Forskning og studier	2,1 %
Diverse	1,6 %
Retts hjelp	0,2 %

Presentasjonen utgitt av de spanske myndighetene viser direkte kostnadskrav knyttet til Prestige-ulykken. Den presenterer ikke de totale samfunnsmessige konsekvensene som følge av ulykken.

I 2009 ble det utgitt en artikkel av Loureiro, Loomis og Vázquez med tittel "Economic valuation of environmental damages due to the Prestige oil spill in Spain". Denne artikkelen kan betraktes som et supplement til studien som her er omtalt, da artikkelen presenterer en betalingsvillighetsstudie som estimerer bruks og ikke-bruksverdier (non-use/passive use) fra Prestige-ulykken.

4.7 "The 100 largest losses 1972-2001"

Marsh har utarbeidet en rapport som oppsummerer de 100 største materielle tap som har skjedd i hydrokarbon og kjemiske industrier i løpet av 30-årsperioden 1972-2001, ref. [8]. I rapporten grupperes hendelsene etter type anlegg. Fem grupperinger er benyttet; raffineri, petrokjemisk anlegg, gassbehandlingsanlegg, terminaler / distribusjon og offshore.

Den hendelsen som har skjedd offshore som har medført de største økonomiske tapene var brann / eksplosjon på Piper Alpha innretningen i den britiske delen av Nordsjøen i 1988. Tapene er i rapporten estimert til 1,27 milliarder dollar (2002-dollar).

Kostnadene som er tatt med i rapporten inkluderer materielle skader, fjerning av ødelagt anlegg / utstyr og opprydding som følge av ulike typer ulykker. Kostnader forbundet med bl.a. tapt forretningsdrift, ytterligere utgifter, omkomne og skadde ansatte, samt erstatningskrav er ikke tatt med i rapporten og tallene i rapporten reflekterer således ikke de totale samfunnsmessige konsekvensene som følge av ulykkene.

5 Diskusjon av rapportene

Gjennomgangen i kapittel 4 viser at de ulike rapportene ser bort fra noen konsekvensdimensjoner som er av interesse ved verdsetting av konsekvensene for samfunnet av et akutt utslipp til sjø. Oversikt over hvilke konsekvensdimensjoner som tas hensyn til i de ulike rapportene er oppsummert i Tabell 3. En beskrivelse av de ulike konsekvensdimensjonene finnes i Vedlegg 1.

Tabell 3: Oversikt over hvilke konsekvensdimensjoner som tas hensyn til i de ulike rapportene som er gjennomgått i kapittel 4

Verdi av akutt utslipp til sjø relateres til:	Konsekvens- dimensjoner inn under kategoriene økonomi og miljø	Rapporter som tar hensyn til konsekvensdimensjon
Økonomi		
	Kostnad knyttet til nedetid	Seros
	Kostnad knyttet til håndtering av ulykken	Seros, Prestige-ulykken, The 100 largest losses
	Kostnad knyttet til gjenoppbygging/fjerning	Seros, Sintef, Prestige-ulykken. The 100 largest losses
Miljø <ul style="list-style-type: none"> • fisk • sjøpattedyr • sjøfugl • bunnsamfunn • plankton • standlinje • iskant 		
	Bruksverdier av miljøet: <ul style="list-style-type: none"> • Direkte bruksverdier av miljøet • Indirekte bruksverdier av miljøet 	UiT, Sintef, Prestige-ulykken
	Ikke-bruksverdi av miljøet	UiT, Sintef
	Mattrygghet	Seafood safety
	Syssettings- og befolkningsutvikling	Sintef
	Omdømmeeffekter	Seros
	Rammevilkår	Seros

Fra Tabell 3 går det fram at skade på miljøet relateres til fisk, sjøpattedyr, sjøfugl, bunnsamfunn, plankton, strandlinje og iskant. Verdien av skade/tap for hver av disse dimensjonene relateres som vi ser av Tabell 3 til bruksverdi, ikke-bruksverdi, mattrygghet, syssettings- og befolkningsutvikling, omdømmeeffekter og rammevilkår.

De ulike rapportene nevnt i kapittel 4 har ulike metodiske tilnæringer for verdsetting av skade på miljø. I Vedlegg 2 har vi gitt en nærmere beskrivelse av de ulike metodene. Spesiell fokus er lagt på rapportene fra Sintef, Seros og Universitetet i Tromsø, siden det er disse rapportene som har lagt størst vekt på metode og som dermed har vært mest aktuelle å benytte som bakgrunnsmateriale ved utarbeidelse av metode for verdsetting av konsekvenser av akutt utslipp til sjø.

6 Forslag til metode for verdsetting av konsekvenser av et akutt utslipp til sjø for samfunnet

6.1 Introduksjon

Fremtidig petroleumsvirksomhet i Barentshavet og Lofoten kan resultere i akutt utslipp til sjø. Et akutt utslipp til sjø kan forårsakes av ulike potensielle uønskede hendelser slik som utblåsning, brønnlekkasje, rørledningslekkasje, stigerørslekkasje, etc. Med utgangspunkt i ulike uønskede hendelsene samt mulige fremtidige lokasjoner og tilhørende reservoarforhold (trykk temperatur, type medium, mengde) er det i [9] valgt ut et begrenset sett med akutte utslippsscenarioer som kan legges til grunn for konsekvensvurderinger.

Konsekvensene for samfunnet vil blant annet relateres til fisk, sjøpattedyr, sjøfugl, bunnsamfunn, plankton, strandsone og iskanten. Resultatene kan presenteres som skissert i Tabell 4.

Tabell 4: Konsekvensene for samfunnet for hvert ulykkesscenario antas kjent fra konsekvensanalyser

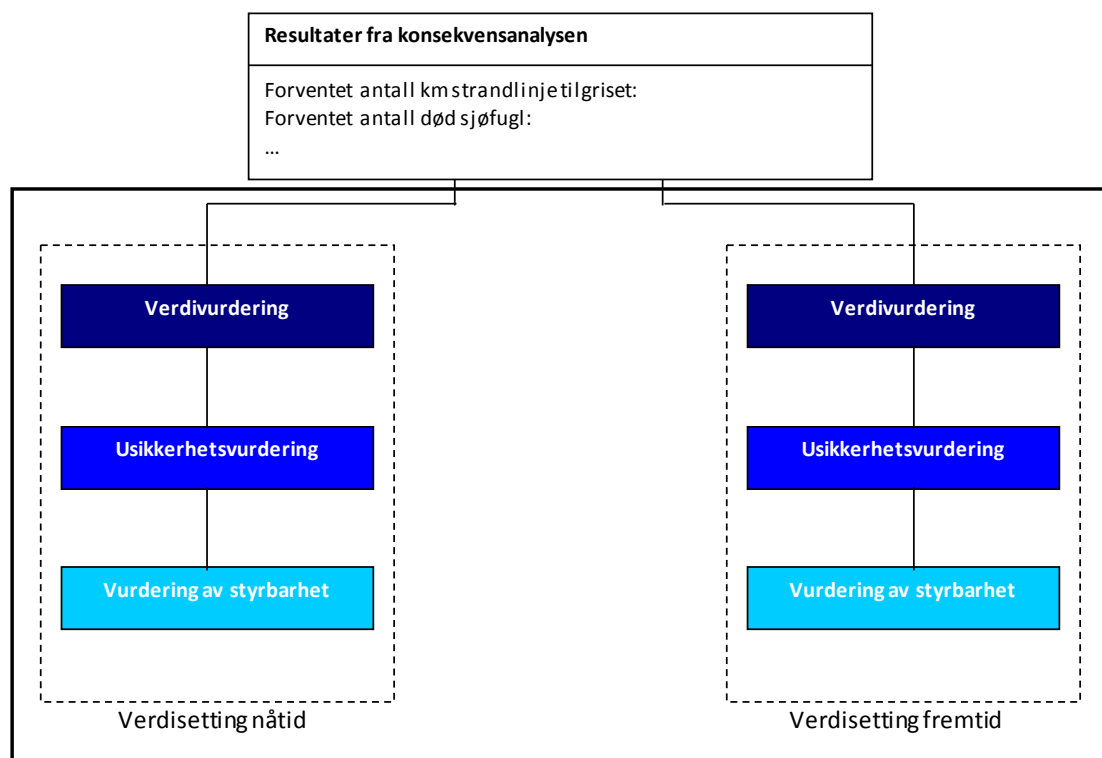
Scenarioer	Resultat fra konsekvensanalysen
Utblåsning med spesifisert mengde, varighet, oljetype og sted/lokasjon	Forventet antall km strandlinje tilgriset: Forventet antall død sjøfugl: Forventet antall tonn tapt fisk: ...
Brønnlekkasje med spesifisert mengde, varighet, oljetype og sted/lokasjon	Forventet antall km strandlinje tilgriset: Forventet antall død sjøfugl: Forventet antall tonn tapt fisk: ...
Stigerørslekkasje med spesifisert mengde, varighet, oljetype og sted/lokasjon.	Forventet antall km strandlinje tilgriset: Forventet antall død sjøfugl: Forventet antall tonn tapt fisk: ...
...	...

Utfordringen i denne rapporten relateres til hvordan vi bør gå fram for å gi en beskrivelse av verdien av konsekvensene som er kartlagt i konsekvensanalysen for hvert ulykkesscenario.

Metoden som anbefales er uavhengig av type konsekvensdimensjon. Dette betyr at metoden som anbefales for verddivurdering av eksempelvis tapt nedetid vil være lik anbefalt metode for verddivurdering av skade på miljø. Gjennomføringen av metoden vil imidlertid være mer omfattende for verdsetting av skade på miljø enn ved verdsetting av konsekvensdimensjoner slik som tapt nedetid som direkte kan verdsettes i penger. Det er derfor beskrivelsen av anbefalt metode gjøres med utgangspunkt i verdsetting av skade på miljø.

6.2 Beskrivelse av metode

Metoden for verdsetting av konsekvenser av et akutt utslipp til sjø for samfunnet er gitt i Figur 2. Metoden krever at det skal gjøres en verddivurdering både i nåtid og fremtid av konsekvensene kartlagt i konsekvensanalysen for hvert ulykkesscenario som er definert.



Figur 2: Visualisering av metoden som anbefales for verdsetting av konsekvenser av et akutt utslipp til sjø for samfunnet.

Metoden krever at verdsettingen skal bestå av en:

- verdivurdering
- usikkerhetsvurdering og en
- vurdering av styrbarhet.

En beskrivelse av de tre trinnene gis under.

Verdivurdering

Konsekvensene for miljøet av et akutt utslipp til sjø relateres til fisk, sjøpattedyr, sjøfugl, bunnsamfunn, plankton, strandsonen og iskanten (jf. kapittel 5). Verdien for hver av disse dimensjonene relateres til (jf. kapittel 5):

- bruksverdier av miljø
 - direkte bruksverdier (havbruk, fiskeri)
 - indirekte bruksverdier (velvære/rekreasjon)
- ikke-bruksverdier (eksistensverdi, bevaringsverdi)
- mattrygghet
- sysselsettings- og befolkningsutvikling
- omdømmeeffekter
- rammevilkår

En verdivurdering av konsekvensene for miljøet innebærer at det for hver av miljødimensjonene (fisk, sjøpattedyr, etc.) skal gjennomføres en verdivurdering for samtlige av faktorene nevnt i punktlisten over. Verdivurdering av:

- indirekte bruksverdier
- sysselsettings- og befolkningsutvikling
- omdømmeeffekter
- rammevilkår

vil gjøres på et overordnet nivå. Det vil for eksempel ikke gjøres en verdivurdering av de indirekte bruksverdiene relatert til fisk, sjøpattedyr, etc. Verdivurdering av indirekte bruksverdier vil gjøres med utgangspunkt i det akutte utslippet til sjø. Dette gjøres for at metoden skal være praktisk gjennomførbart.

Vi anbefaler at verdivurderingene som gjennomføres for de ulike konsekvensdimensjonene i størst mulig grad skal være kvantitative.

Kvantitativ verdivurdering av enkelte konsekvensdimensjoner vil imidlertid kunne være vanskelig å gjennomføre pga stor kunnskapsmangel. Verdivurderingene kan for slike situasjoner være kvalitative. En må da være oppmerksom på at de kvalitative verdivurderingene må tas hensyn til i tillegg til den verdien som fremkommer for de forholdene hvor en er villig til å gjøre en verdivurdering. Verdivurderingen vil i slike tilfeller ikke være fullstendig. Vår anbefalte metode skiller seg dermed fra en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse som krever at samtlige miljødimensjoner transformeres over til kroner og øre. Hvis samtlige dimensjoner transformeres til kroner og øre, vil vår metode i stor grad være sammenfallende med en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse, men hvor en i tillegg angir usikkerhet og styrbarhet.

Informasjonen fra verdivurderingene settes opp som vist i Tabell 5. Informasjon av anvendt kvantitativ metode settes opp i kolonnen "anvendt kvantitativ metode". I Tabell 5 ser vi for eksempel at reisekostnadsmetoden er benyttet som kvantitativ metode ved fastsetting av ikke-bruksverdien av strandsonen. Hvis det er valgt å ikke benytte kvantitativ verdisetting skrives "kvalitativ verdivurdering er gjennomført" inn i kolonnen "anvendt kvantitativ metode". Se for øvrig Tabell 5.

Tabell 5: Tabell hvor informasjon om blant annet anvendt kvantitative metode og verdi presenteres.

Scenario 1: ...						
Resultat fra konsekvensanalyse av scenario 1:						
	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Usikkerhet	Usikkerhet – resultat	Styrbarhet	Styrbarhet – resultat
Fisk						
Direkte bruksverdi						
Ikke-bruksverdi						
Mattrygghet	Kvalitativ verdivurdering er benyttet	-				
Sjøpattedyr						
Ikke-bruksverdi						
Sjøfugl						
Ikke-bruksverdi						
Bunnsamfunn						
Ikke-bruksverdi						
Mattrygghet						
Plankton						
Direkte bruksverdi						
Ikke-bruksverdi						
Strandsonen						
Ikke-bruksverdi	Reisekostnadsmetoden	50 MNOK				
Iskanten						
Ikke-bruksverdi						
FELLESFAKTORER						
Indirekte bruksverdier						
Syssettings- og befolkningsutvikling						
Omdømme-effekter						
Rammevilkår						

Resultatene fra de kvantitative analysene uttrykkes i form av forventet nåverdi og settes inn i Tabell 5 i kolonnen merket med "verdi". Forventet nåverdi kan skrives som:

$$E[NV] = \sum_{t=0}^n \frac{a_t}{(1+i)^t}$$

hvor a_t er kontantstrømmen ved tid t , i er diskonteringsrenten og n er tidsperioden (antall år) som betraktes. Diskonteringsrenten skal reflektere hva det koster å binde kapital langsiktig.

Fremtiden er usikker og det benyttes ulike strategier for å ta hensyn til denne usikkerheten ved beregning av forventet nåverdi. Den mest anvendte strategien er å beregne forventet nåverdi, der verdien som benyttes for kontantstrømmen er dens forventingsverdi $E[a_t]$. Diskonteringsrenten for usikre prosjekter tar utgangspunkt i en risikofri diskonteringsrente og et risikotillegg. Diskonteringsrenten er da det vi kaller for risikojustert.

Anta at et akutt oljeutslipp reduserer torskestammen med 2 % i det aktuelle området. Reduksjon i torskestammen vil resultere i redusert fangst for fiskerinæringen som opererer i området. Reduksjon i fangst vil være helt til torskestammen er tilbake på sitt opprinnelige nivå. En reduksjon i torskestammen på 2 % forventes å resultere i en reduksjon i fangst for fiskerinæringen i 2 år fremover. Anta at et akutt utslipp til sjø vil generere følgende strøm av forventede kostnader for fiskerinæringen: $E[a_0]=100$, $E[a_1]=60$ og $E[a_2]=10$. Alle tall i MNOK. Forventet kostnad ($E[NV]$) vil da ved valg en diskonteringsrente på 4 % være:

$$E[NV] = \sum_{t=0}^n \frac{E[a_t]}{(1+i)^t} = 100 + \frac{60}{(1,04)^1} + \frac{10}{(1,04)^2} \approx 167 \text{ MNOK}$$

Bruk av diskonteringsrente er i mange fagmiljøer kontroversiell da det impliseres at en ser bort fra økonomiske virkninger som kommer fremtidige generasjoner til gode. En diskusjon om diskontering av prosjekter med virkninger for flere generasjoner finnes i [18].

I tillegg til det som er sagt over vil det kunne være interessant å fokusere på kostnadene av de ulike utslippsscenarioene hvis de inntreffer i fremtiden, eksempelvis om 25 år. Verden er i kontinuerlig endring og tapet vil for eksempel kunne være svært forskjellig om det inntreffer langt fram i tid. Et tap på 2.000 sjøfugl i dag med en sjøfuglstamme på la oss si 500.000 er relativt begrenset. Sjøfuglstammen om 25 år vil imidlertid kunne være betydelig lavere enn hva den er i dag. Et tap på 2.000 sjøfugl om 25 år vil dermed kunne være betydelig verre enn hva tilfellet er i dag. Dette er forhold som også må beskrives inn under verdivurdering i fremtiden¹.

Ved anvendelse av den anbefalte metoden for verdsetting av et akutt utslipp til sjø er det som tidligere sagt ønskelig at de fleste miljødimensjonene verdsettes kvantitativt. En kort oversikt over de meste kjente metodene som kan brukes til å verdsette faktorer som ikke uten videre kan verdsettes ved hjelp av markedspriser er gitt under. Beskrivelsen av metodene er i stor grad hentet fra [12].

➤ Reisekostnadsmetoden

Reisekostnadsmetoden er særlig brukt i forbindelse med verdsetting av rekreasjonsområder. En forutsetter at konsumentene betrakter selve reisen til området som en kostnad, ikke som en del av rekreasjonen. Reisekostnadene kan da betraktes som en pris for å besøke området. Ved å finne data for reisekostnader, og se på hvordan bruk av området varierer med disse

¹ Det kan påpekes at framtidsvurderingen kan gjøres på en alternativ måte som gjør at en får innsikt i *omfanget* av et utslippsscenario. Synliggjøring av varigheten av et utslippsscenario kan gjøres ved beregning av hva forventet kostnad (nåverdi) av et akutt utslipp til sjø som inntreffer i dag vil være langt fram i tid; for eksempel

om 25 år. Med et 25-års perspektiv vil det være verdien $E[NV] = \sum_{t=25}^{\infty} \frac{E[a_t]}{(1+i)^t}$ som er av interesse. Hvis verdien

er 0 vil dette indikere at restitusjonstiden for den aktuelle miljødimensjonen (for eksempel fisk) er lavere enn 25 år. Verdien vil med andre ord reflektere varigheten av konsekvensene av ulykken.

kostnadene, kan en i prinsippet anslå en etterspørselsfunksjon for områdets rekreasjonstjenester.

Reisekostnadsmetoden fanger bare opp betalingsvilligheten for nåværende bruk av rekreasjonsområdet, og ikke en eventuell betalingsvillighet for planlagt bruk. Eventuell betalingsvillighet knyttet til andres bruk av området fanges heller ikke opp av metoden. Variasjoner mellom ulike befolkningsområder når det gjelder inntekt, preferanser, alternative rekreasjonsområder osv., gjør at det ofte kreves relativt kompliserte teknikker for å estimere betalingsvilligheten.

➤ "Replacement cost"-metodikk

Også i andre tilfeller enn ved reiser til rekreasjonsområder kan det være mulig å benytte informasjon fra private goder som er komplementære til eller erstatter et miljøgode. Et vannfilter kan for eksempel redusere eller fjerne problemene ved at drikkevannskvaliteten i utgangspunktet er dårlig, eller bruk av isolerglass i vinduer kan redusere lokale støypager. I slike tilfeller kan etterspørselen etter det private godet gi en pekepinn om konsumentenes verdsetting av fellesgodet. Vanligvis vil det imidlertid ikke være mulig å finne private goder som er perfekte erstatninger for fellesgodet. Et vannfilter renser kanskje ikke drikkevannet godt nok, eller husholdningene synes ikke det er likegyldig om drikkevannet renses i et filter eller faktisk kommer fra en ren vannkilde. På samme måte vil isolerglass bare beskytte for støypager når vinduene er lukket. Ofte vil også kostnadene ved å anskaffe vannfilter eller isolerglass variere lite mellom ulike individer, slik at markedet for disse produktene ikke gir oss nok informasjon til å estimere en etterspørselskurve for rent vann eller fravær av støy. Kostnadene ved anskaffelse av vannfilter eller isolerglass kan likevel benyttes som minimumsverdier for de kollektive godene de er ment å erstatte.

➤ Hedoniske metoder

Hedoniske metoder utnytter det forhold at en del goder eller innsatsfaktorer som omsettes på markedet er heterogene; de enkelte enhetene av godet har litt ulike egenskaper. To bolighus kan for eksempel være ulike når det gjelder antall rom, utsikt, og miljøbelastninger i nærmiljøet. Ved å sammenlikne de prisene bolighus med ulike egenskaper omsettes for, kan en finne anslag for markedets vurdering av disse egenskapene. På liknende måte har hedoniske metoder vært brukt til å anslå hvor mye høyere lønn arbeidere krever for å påta seg miljøbelastet eller risikabelt arbeid. Hedoniske metoder har vært lite brukt i Norge, men det finnes et stort antall studier fra andre land, særlig USA.

Hedoniske metoder er mindre interessante hvis markedene en ser på er sterkt regulert. Også i uregulerte markeder vil det vanligvis være mer komplisert å benytte hedoniske metoder enn eksempelet ovenfor antyder. Bruk av hedoniske metoder vil også være begrenset til områder der det finnes relevante markedspriser. På samme måte som reisekostnadsmetoden vil hedoniske metoder ofte kreve bruk av relativt kompliserte teknikker.

➤ Betinget verdsetting

Reisekostnadsmetoden og hedoniske metoder er basert på faktiske markedspriser. Det finnes også metoder der en i stedet spør folk direkte om hvordan de verdsetter de aktuelle godene. Den viktigste av disse er såkalt betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser).

Ved betinget verdsetting spørres det direkte om individers betalingsvillighet for konkrete (hypotetiske) bedringer i fellesgodene eller betalingsvillighet for å unngå forverring.

I Norge er betinget verdsetting anvendt i studier for verdsetting av en rekke typer fellesgoder. Eksempler på goder som den er blitt brukt til å verdsette omfatter ferskvannsfisk og fritidsfiske, vilt og jakt, biologisk mangfold i barskog, miljøeffekter av vannkraftutbygging, landskapsestetiske effekter av vindkraft og kraftlinjer, store rovdyr, friarealer i byer, miljøgifter i forurensede fjorder, jordbrukets kulturlandskap, miljøeffekter av oljesøl, luftveislidelser fra luftforurensning og vannkvalitet i innsjøer, elver og fjorder. I tillegg kommer studier av andre fellesgoder som kulturelle goder (bibliotekstjenester og kulturminnesmerker) og befolkningens helse og dødsrisiko. En oversikt over en del tidlige norske studier er gitt i [13].

I en betinget verdsetningsundersøkelse beskrives et scenario i form av en framtidig endring i kvaliteten på eller mengden av et fellesgode, et program som skal gi denne endringen og måten befolkningen skal betale for programmet. Deretter stilles et direkte spørsmål for å avdekke størrelsen på det største beløpet som folk er villige til å betale for få en gitt forbedring av et gitt gode, eventuelt for å unngå en gitt forverring. Alternativt kan de spørres om hvor stor kompensasjon de krever for ikke å få en forbedring eller for å godta en forverring. Bakgrunnen for at metoden kalles "betinget" verdsetting er at svarene som avgis er betinget av scenariobeskrivelsen (de forutsetningene som skisseres i intervjusituasjonen).

I litteraturen nevnes ofte ulike problemområder ved bruk av betinget verdsetting. Vi vil her trekke fram et problem. Problemet består i at det ofte er stor forskjell mellom svaret som avgis på spørsmål om maksimal betalingsvillighet for en forbedring av et gitt gode og spørsmål om minimal kompensasjon for å godta en tilsvarende forverring av samme gode. Årsaken til dette er at det er ulike psykologiske mekanismer som spiller inn i den prosessen som genererer svarene og som skaper usikkerhet om tolkningene av resultater fra betinget verdsetningsundersøkelser for fellesgoder. Internasjonalt er det stor aktivitet innen forskning på denne problemstillingen og andre problemstillinger som knyttes til denne type studier. Det ser ut til å være enighet i litteraturen om at det er mer problematisk å anvende betinget verdsettingsmetoden for goder som er mindre kjent og har mer langsiktige og usikre effekter.

På grunn av problemer som ofte trekkes fram i forbindelse med betalingsvillighetsstudier, så er det ønskelig å ha så klare retningslinjer som mulig for hvordan metoden skal anvendes. Hovedsaklig som følge av den såkalte Exxon-Valdez-saken (der en oljetanker grunnstøtte utenfor kysten av Alaska og forårsaket store oljeutslipp) opprettet amerikanske myndigheter et ekspertpanel, det såkalte NOAA-panelet som ble ledet av økonomene Kenneth Arrow og Robert Solow. NOAA-panelet konkluderte med at betinget verdsetting kan gi verdianslag som er pålitelige nok til å brukes som utgangspunkt i erstatningssaker i retten, inkludert anslag for ikke-bruksverdier [14]. Panelet utarbeidet en liste over krav som bør stilles til slike analyser for at denne konklusjonen skal være gyldig. Hovedpunkter fra denne listen kan finnes i Tabell 6.

Tabell 6: Hovedpunkter fra NOAA-panelet.

- En bør generelt velge metoder som gir konservative (lave) estimater.
- Det bør spørres om betalingsvillighet, ikke kompensasjonskrav.
- Spørsmålet bør stilles som om intervjuobjektet skulle avgi en stemme (ja/nei-svar).
- Scenarioet må beskrives nøyaktig.
- Hvis fotografier skal brukes, må det undersøkes på forhånd hvordan disse påvirker intervjuobjekter.
- Intervjuobjektene må minnes på eksistensen av sammenliknbare, alternative miljøgoder.
- Verdsetting av en skade må skje så vidt lenge etter skadetidspunktet at det er rimelig for intervjuobjektene å tro på at skaden kan repareres.
- Ulike utvalg bør spørres med noe avstand i tid for å teste for eventuelle tidstrender.
- Det bør eksplisitt tillates at intervjuobjektet avstår fra å svare, dvs. en «avholdende»-opsjon. Dersom intervjuobjektet velger dette, bør han spørres hvorfor.
- Oppfølgingsspørsmål bør gis etter ja- og nei-svar: "Hvorfor svarte du ja (evt. nei)?"
- Det bør også spørres om inntekt, tidligere kjennskap til området som skal verdsettes, etc.
- Undersøkelsen må ikke bli så komplisert eller omfattende at den stiller for store krav til intervjuobjektene.
- Intervjuobjektene må minnes på at en positiv betalingsvillighet vil redusere det beløpet de kan bruke på andre ting.
- Undersøkelsen bør utformes med tanke på å minimere "kjøp av god samvittighet" og synspunkter som at «det er storkapitalens skyld, så de bør betale, ikke jeg».
- Det må skilles mellom midlertidige og permanente skader.
- En må påse at intervjuobjektene forstår at skader kan bli borte over tid.
- NOAA-panelet pekte også på at en undersøkelse neppe gave pålitelige svar dersom den viste at intervjuobjektene ikke var villige til å betale mer for å forhindre mer omfattende ulykker eller skader (dvs. "scope-test" bør kreves).

Selv om de fleste av punktene fra listen kan sies å være tilnærmet gyldige i dag, mer enn 10 år senere, er de laget for å tilfredsstille de strenge kravene som stilles til beregning av størrelsen på erstatningsbeløp etter forurensningsulykker (f.eks. kravene om at en skal velge metoder som gir konservative anslag, og at verdsettingen skal skje en tid etter skadetidspunktet og bør følges opp over tid) og er således mindre relevante for samfunnsøkonomiske lønnsomhetsberegninger. Mye forskning på betinget verdsetting har også skjedd siden NOAA-panelets anbefalinger slik at de nødvendigvis ikke representerer beste praksis lenger.

➤ Implisitt verdsetting

Selv om et miljøgode ikke verdsettes eksplisitt, kan faktiske prioriteringer fra myndighetenes side innebære en implisitt verdsetting. Hvis for eksempel Stortinget vedtar det dyreste av to alternative utforminger av et prosjekt på grunn av bedre miljøvirkninger, vil kostnadsdifferansen mellom de to prosjektene (alt annet gitt) kunne oppfattes som et minste anslag på Stortingets implisitte verdsetting av denne miljøeffekt. Metoden gir dermed ikke noe anslag for etterspørsel etter gode fra konsumentene side, men data for hva politisk valgte myndigheter hav vist seg villige til å betale.

Studier basert på implisitt verdsetting kan synliggjøre viktige økonomiske sider ved politiske vedtak som i mange tilfeller kan være vanskelige å gjennomskue. Hvis en ønsker å bruke verdianslag fra denne metoden i nytte-kostnadsanalyser, kan det imidlertid være et problem at slike verdier neppe kan ventes å være konstante, verken over tid, eller mellom ulike prosjekter som er vedtatt omtrent samtidig. Slik inkonsistens har ikke nødvendigvis noe å gjøre med irrasjonalitet, manglende oversikt eller skiftende preferanser fra

beslutningstakernes side. Årsaken kan rett og slett være at beslutningene fattes gjennom demokratiske prosedyrer, der det ikke er noen sentral planlegger som styrer.

➤ Ekspertpaneler

Når en forsøker å anslå befolkningens preferanser for et miljøgode, kan det ofte være et problem at befolkningen er dårlig informert om det aktuelle godet. Det kan for eksempel være snakk om et prosjekt som berører en sjelden biotop, og der betalingsvilligheten ikke egentlig knytter seg til området som sådan, men til bevaring av det biologiske mangfoldet. De fleste vil ha begrenset kunnskap om sannsynligheten for at arter skal overleve under ulike forhold, forekomsten av arter som er nært beslektet med de som eventuelt er truet, sannsynligheten for at artene kunne utnyttes kommersielt i framtiden osv. Betalingsvilligheten vil i slike tilfeller ikke bare være basert på individuelle preferanser, men også subjektive vurderinger av sannsynligheter og årsaks-virknings-sammenhenger som kan være svakt fundert.

Ekspertmetoder tar utgangspunkt i at konsumentenes egne vurderinger av forskjellige grunner bør overprøves. Dette står i en viss motstrid til det teoretiske grunnlaget for nytte-kostnadsanalyser, og det bør derfor vurderes om verdianslagene er framkommet på en måte som er forenlig med en tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse.

Hvilken av de nevnte kvantitative metodene bør anvendes?²

For å kunne velge hvilke kvantitative metoder som skal brukes, må det tas stilling til en rekke prinsipielle og praktiske spørsmål. Dersom en ønsker å anslå konsumentenes samlede betalingsvillighet for rene fellesgoder, er det bare metoder basert på uttrykte preferanser, primært betinget verdsetting, som kan anvendes, og da i nær sagt alle typer tilfeller. Ingen markedsbaserte metoder kan måle ikke-bruksverdier. Reisekostnadsmetoden kan brukes til å anslå bruksverdier der en må reise til et bestemt miljø- eller ressursgode for å kunne nyte det (og der dette er geografisk avgrenset). Imidlertid gjør disse begrensningene at denne metoden bare har begrenset verdi. Hedoniske metoder kan også bare brukes under bestemte betingelser. Videre er det tids- og kostnadskrevende å gjennomføre gode originalundersøkelser med bruk av betinget verdsetting. Derfor må en i praksis ofte ty til verdioverføringer fra tidligere betinget verdsettingsundersøkelser. Verdsetting ved hjelp av ekspertpaneler eller som er utledet fra politiske beslutninger er metoder som ikke måler konsumentenes egne preferanser. Bruk av slike verdianslag er i noen grad i motstrid med det teoretiske grunnlaget for nytte-kostnadsanalyser. Ekspertpaneler kan imidlertid være velegnede til å kartlegge og beskrive konsekvensene av ulike tiltak.

I enkelte tilfeller vil bruk av ulike metoder kunne utfylle hverandre snarere enn å utelukke hverandre. Reisekostnadsmetoden kan for eksempel brukes sammen med betinget verdsetting for å få et sikrere anslag på rekreasjonsverdier [15], og hedonistiske metoder kunne kombineres med bruk av ekspertpaneler [16]. Derfor gis det ingen entydige anbefalinger om valg av metode.

Valget av metode må sees i lys av hvilke miljøgoder som skal verdsettes i kroner i en samfunnsøkonomisk analyse. Verdsettingen bør begrenses til områder der aktørene direkte eller indirekte kan antas å ha erfaring med å foreta verdsetting eller valg som påvirker tilbudet av det aktuelle miljøgodet.

² Beskrivelsen er hentet fra [12].

Usikkerhetsvurdering

Verdien som presenteres fra den kvantitative analysen kan vise seg å gi en dårlig prediksjon på virkelig kostnad. Årsaken til dette kan relateres til:

- Antakelsene som legges til grunn i den kvantitative analysen

I den kvantitative analysen legges det til grunn en rekke antakelser og forutsetninger som vil kunne være av stor betydning med hensyn til hvilken verdi som kommer ut fra analysen. Små variasjoner i antakelser vil i enkelte tilfeller kunne gi store utslag i verdi som kommer ut fra analysen. Dette vil resultere i at verdi fra analysen kan gi en dårlig prediksjon på virkelig kostnad.

Eksempel: Beregning av den direkte bruksverdien av fisk som relateres til havbruk gjøres for eksempel i Sintef-rapporten med bakgrunn i formelen vist under:

$$E[\text{antall tonn tapt fisk}] * E[\text{kilopris}]$$

Forventet antall tonn tapt fisk beregnes med utgangspunkt i at all fisk i et forurenset anlegg blir ødelagt og at alle anlegg har full kapasitetsutnyttelse. Forventet kilopris antas å være lik kilopris for laks. Disse antakelsene vil representere et potensielt maksimalt tap (noe som for øvrig også gjøres tydelig i Sintef-rapporten). Predikert verdi kan derfor vise seg å være betydelig høyere enn virkelig verdi.

- Stokastisk usikkerhet

Statistisk variasjon i en populasjon. Eksempel: Terningkast. Ved kast av en terning vil utfallet enten bli 1,2,3,4,5 eller 6. Vi vet imidlertid før terningkastet ikke hva utfallet vil bli. Dette skyldes stokastisk usikkerhet eller såkalt statistisk variasjon i en populasjon. Hvis vi legger til grunn at terningen er rettferdig, vil forventet antall øyne på terningen være 3,5. Forventingsverdien kan dermed avvike fra virkelig verdi.

- Faktorer som ikke tas hensyn til i metoden som anvendes

Ved kvantifisering av verditap for en spesiell dimensjon vil det alltid være forhold som er av interesse, men som likevel ikke fanges (godt nok) opp av metoden som benyttes. Anta for eksempel at det benyttes et betalingsvillighetsstudium for å fastsette ikke-bruksverdien av en spesiell type sjøfugl, for eksempel lomvi. Gjennom willingness-to-pay studien får en indikasjoner på om at ikke-bruksverdien er omlag 15 MNOK. Et moment som er viktig å ta hensyn til i denne forbindelse, men som ikke går fram fra studien, er for eksempel det faktum at respondentene ikke har et spesielt forhold til denne type sjøfugl, noe som bidrar til at verdien som fremkommer fra willingness-to-pay studien kan være lavere/høyere enn hva den hadde vært hvis respondentene hadde bedre kunnskap om lomvi.

Metoden vi anbefaler for verdivurdering av konsekvensene for samfunnet av et akutt utslipp til sjø krever at forhold som vi har nevnt over skal vurderes og gjøres tydelig for beslutningstaker. Informasjonen settes inn i Tabell 7 i kolonnen "vurdering av usikkerhet". Basert på beskrivelsen av usikkerhet skal det gjøres en overordnet vurdering av om usikkerheten er lav (L), middels (M) eller høy (H). Resultatet settes inn i kolonnen

”usikkerhet - resultat”. I Tabell 7 påpekes det at reisekostnadsmetoden som er benyttet som kvantitativ metode for verdsetting av ikke-bruksverdien av strandsonen kun ganger opp verdien for nåværende bruk av stranden, og ikke en eventuell verdi for planlagt bruk. Det påpekes også at eventuell verdi knyttet til andres bruk av området fanges ikke opp av metoden. Basert på en vurdering av disse forholdene gjøres det en overordnet beslutning om at usikkerheten vurderes til å være i kategori medium.

For å sikre en viss konsistens i kartleggingen av usikkerhet så har vi benyttet samme kriterier som i [17]:

Lav usikkerhet hvis samtlige av vilkårene som er nevnt under møtes:

- Fenomenene som betraktes er godt forstått; modellen(e) som brukes er kjent for å gi prediksjoner med nøyaktighet
- Antakelsene som legges til grunn synes å være rimelige
- Mye pålitelige data tilgjengelig
- Bred enighet blant eksperter

Høy usikkerhet hvis ett eller flere av vilkårene under møtes:

- Fenomenene som betraktes er ikke godt forstått; modellen(e) som anvendes er ikke eksisterende eller kjent for å gi dårlige prediksjoner
- Antakelsene som legges til grunn representerer sterke forenklinger
- Data er ikke tilgjengelig eventuelt upålitelige
- Det er mangel på enighet blant eksperter.

Middels usikkerhet:

- Vilkår mellom de som karakteriserer lavt og høyt kunnskapsnivå

Tabell 7: Tabell hvor informasjon om blant annet usikkerhetsvurderingene presenteres.

Scenario 1: ...						
Resultat fra konsekvensanalyse av scenario 1:						
- ...						
- ...						
	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Usikkerhet	Usikkerhet - resultat	Styrbarhet	Styrbarhet - resultat
Fisk						
Direkte bruksverdi						
Ikke-bruksverdi						
Mattrygghet						
Sjøpattedyr						
Ikke-bruksverdi						
Sjøfugl						
Ikke-bruksverdi						
Bunnsamfunn						
Ikke-bruksverdi						
Mattrygghet						
Plankton						
Direkte bruksverdi						
Ikke-bruksverdi						
Strandsonen						
Ikke-bruksverdi	Reisekostnadsmetoden	50 MNOK	<ul style="list-style-type: none"> Fanger bare opp verdien for nåværende bruk av rekreasjonsområdet, og ikke en eventuell verdi for planlagt bruk Eventuell verdi knyttet til andres bruk av området fanges ikke opp av metoden 	M		
Iskanten						
Ikke-bruksverdi						
FELLESFAKTORER						
Indirekte bruksverdier						
Syssesttings- og befolkningsutvikling						
Omdømme-effekter						
Rammevilkår						

Vurdering av styrbarhet

Styrbarhet angir i hvilken grad det er mulig å kontrollere og redusere usikkerhetene og dermed oppnå ønskede utfall. Styrbarheten relateres til både:

- kunnskapsbehov og
- om hvorvidt implementering av konsekvensreducerende tiltak anses for å være gjennomførbart med hensyn til tid og kostnad.

På samme måte som for usikkerhet benyttes det tre kategorier for styrbarhet: høy, middels og lav.

Beskrivelse av styrbarheten settes inn i tabellen under. Basert på en overordnet vurdering og med bakgrunn i beskrivelsen av styrbarheten tas det en beslutning av om styrbarheten anses for å være høy, middels eller lav. I Tabell 8 er styrbarheten relatert til ikke-bruksverdien av strandsonene vurdert til å være medium. Denne vurderingen er tatt med bakgrunn i at det i denne sammenhengen er et betydelig kunnskapsbehov, se for øvrig Tabell 8.

Tabell 8: Tabell hvor informasjon om blant annet styrbarhet presenteres.

Scenario 1: ...						
Resultat fra konsekvensanalyse av scenario 1:						
- ...						
- ...						
	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Usikkerhet	Usikkerhet - resultat	Styrbarhet	Styrbarhet - resultat
Fisk						
Direkte bruksverdi						
Ikke-bruksverdi						
Mattrygghet						
Sjøpattedyr						
Ikke-bruksverdi						
Sjøfugl						
Ikke-bruksverdi						
Bunnsamfunn						
Ikke-bruksverdi						
Mattrygghet						
Plankton						
Direkte bruksverdi						
Ikke-bruksverdi						
Strandsonen						
Ikke-bruksverdi	Reisekostnadsmetoden	50 MNOK	Faktorer som ikke tas (godt nok) hensyn til i metoden: <ul style="list-style-type: none"> Fanger bare opp betalingsvilligheten for nåværende bruk av rekreasjonsområdet, og ikke en eventuell betalingsvillighet for planlagt bruk Eventuell betalingsvillighet knyttet til andres bruk av området fanges ikke opp av metoden 	M	Kunnskapsbehov. Utvikle metode for å fange opp betalingsvilligheten for planlagt bruk. Utvikle metode slik at en kan fange opp betalingsvilligheten til andres bruk av området. I hvilken grad påvirker betalingsvilligheten for planlagt bruk og betalingsvilligheten til andres bruk av området ikke-bruksverdien av strandsonen?	M
Iskanten						
Ikke-bruksverdi						
FELLESFAKTORER						
Indirekte bruksverdier						
Sysselesettings- og befolkningsutvikling						
Omdømmeeffekter						
Rammevilkår						

6.3 Visualisering av resultater

For hvert utslippsscenario som betraktes produseres det to tabeller: en tabell som relateres til verdivurdering av konsekvensene i nåtid og en tabell som relateres til verdivurdering av konsekvensene i fremtid.

Tabellene gir god oversikt over analytikernes vurderinger av verdien av konsekvensene for hvert utslippsscenario. Det er imidlertid behov for en visualisering av resultatene til beslutningstaker. For hver tabell som genereres kan resultatene visualiseres som vist i Figur 3. Det presiseres at verdiene som benyttes kun er eksempler for å illustrere hvordan resultatene kan visualiseres til beslutningstaker.

Figuren består av tre rader:

Rad 1: I den øverste raden går det fram a) hvilket scenario som danner utgangspunkt for konsekvensanalysen, b) resultatene fra konsekvensanalysen og c) om verdivurderingen av konsekvensene relateres til nåtid eller fremtid.

Rad 2: I den midterste raden presenteres resultatene fra verdivurderingene. Til høyre er alle verdidimensjonen presentert. For hver verdidimensjon presenteres resultatet fra den kvantitative analysen, usikkerhetsvurderingen og styrbarhetsvurderingen.

Resultatene fra den kvantitative analysen presenteres for beslutningstaker ved et tall og en pil. Tallet representerer resultatet fra den kvantitative analysen. Pilen viser om kostnaden for samfunnet øker eller reduseres hvis den aktuelle miljødimensjonen tas hensyn til. Hvis pilen peker fra venstre mot høyre betyr dette at kostnaden av dette akutte utslippet til sjø øker hvis den aktuelle verdidimensjonen tas hensyn til. Hvis pilen peker fra høyre mot venstre så betyr det imidlertid at kostnaden av det akutte utslippet til sjø reduseres hvis den aktuelle verdidimensjonen tas hensyn til. I Figur 3 peker samtlige piler fra venstre mot høyre. Dette henger sammen med at vi innledningsvis la til grunn at det kun var negative konsekvenser av et akutt utslipp til sjø som var i fokus.

I Figur 3 går det med andre ord fram av eksempelet at konsekvensen for sjøfugl kartlagt i konsekvensanalysen, er vurdert til å utgjøre en kostnad for samfunnet på 12 MNOK. Det presiseres at samtlige verdier som fremkommer i Figur 3 er eksempler og benyttes kun for å illustrere konseptet.

Resultatet fra usikkerhetsvurderingen visualiseres med en pil og en bokstav. En pil mot høyre markert med bokstaven "H" visualiserer for beslutningstaker at usikkerheten anses for å være høy, og at usikkerheten kan bidra til at prediksjonen fra den kvantitative analysen kan være dårlig, noe som betyr at kostnaden for den dimensjonen som det rettes fokuseres på kan være mye høyere enn verdien fra den kvantitative analysen. En pil i motsatt retning ville indikert for beslutningstaker at virkelig kostnad vil kunne være betydelig lavere enn verdien som fremkommer fra den kvantitative analysen.

I praksis vil pilene som visualiserer usikkerhet ofte gå fra venstre til høyre. Årsaken er at det ofte vil være faktorer som ikke tas hensyn til i metodene som benyttes, og som i mange tilfeller vil presse verdien oppover sett i forhold til den predikerte verdien.

I Figur 3 visualiseres det for de fleste miljødimensjonene at virkelig verdi vil kunne være betydelig høyere enn predikert verdi (piler fra venstre mot høyre). I figuren er det også vist eksempel med at pilen kan gå fra høyre mot venstre. Dette er tilfellet for eksempelet med

direkte bruksverdi for fisk. Begrunnelsen for dette kan være at det ved beregning av direkte bruksverdi for fisk benyttes en kilopris for laks, noe som ofte vil gi høyere kostnad enn hva som vil være tilfellet i praksis. Virkelig kostnad kan da være betydelig lavere enn den predikerte verdien.

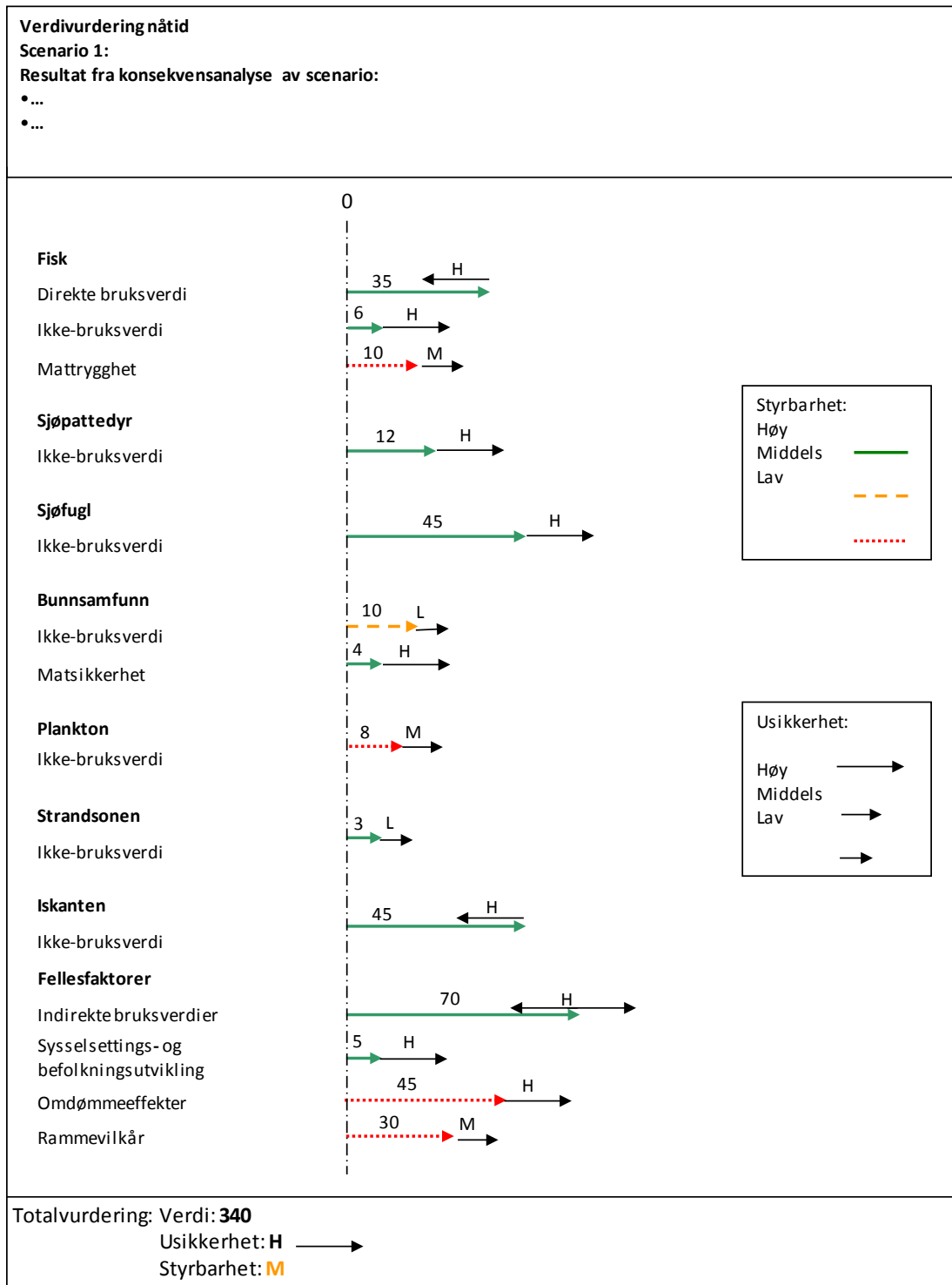
Usikkerheten kan naturligvis også gå i begge retninger. Dette er illustrert i Figur 3 for de indirekte bruksverdiene.

Styrbarheten som for øvrig angir i hvilken grad det er mulig å kontrollere og redusere usikkerhetene og dermed oppnå ønskede utfall representeres med en farge på pilen som visualiserer resultatet fra den kvantitative analysen. Høy, middels og lav styrbarhet representeres med fargene grønn, gul og rød.

Rad 3: I den nederste raden av figuren vises den totale verdivurderingen av konsekvensene for samfunnet av det aktuelle utslippsscenarioet. Verdivurderingen er gjort med utgangspunkt i at konsekvensene inntreffer i nåtid. Fra figuren så ser vi at predikert kostnad for samfunnet av konsekvensene fra konsekvensanalysen av utslippsscenario 1 er 340 MNOK. Usikkerheten vurderes til å være høy, noe som betyr at faktisk kostnad vil kunne være betydelig høyere enn 340 MNOK. Styrbarheten vurderes til å være middels.

I Figur 3 er samtlige miljødimensjoner transformert over til kroner og øre. Som vi har påpekt tidligere er det ikke noe krav om dette ved anvendelse av den anbefalte metoden. I enkelte situasjoner kan en kvantitativ verdivurdering være vanskelig å gjennomføre for eksempel på grunn av stor kunnskapsmangel. Verdivurderingene kan da gjennomføres kvalitativt. Vår anbefalte metode skiller seg dermed fra en standard samfunnsøkonomisk analyse.

Figur 3: Visualisering av resultatene.



7 Eksempel på anvendelse

I dette eksempelet gir vi en skisse av hvordan vi tenker oss at metoden kan gjennomføres i praksis. I eksempelet har vi valgt å ha fokus på den praktiske gjennomføringen av anbefalt metode. Innholdet og verdivurderingene i eksempelet er derfor ikke ment å være fullstendige. Vurderingene skal imidlertid bidra til bedre forståelse av hvordan anbefalt metode kan bli gjennomført.

I eksempelet fokuseres det kun på ett scenario. Verdivurderingene gjøres med utgangspunkt i at utslippet inntreffer i nåtid. Innholdet i tabellen vil kunne være som vist i Tabell 9. Resultatet kan visualiseres til beslutningstaker på samme måte som vist i Figur 3.

Metodene som er listet opp under de ulike verdivariablene er kun ment å være eksempler. En kort oversikt over de mest kjente metodene som kan brukes til å verdsette faktorer som ikke uten videre kan verdsettes ved hjelp av markedspriser er gitt på side 18-22 i rapporten. En kort diskusjon om hvilken kvantitativ metode som bør anvendes finnes på side 22.

Tabell 9: Skjema med informasjon om kvantitativ verdivurdering, usikkerhetsvurdering og vurdering av styrbarhet.

Scenario 1: Utblåsning med spesifisert mengde, varighet, oljetype og sted/lokasjon.

Resultat fra konsekvensanalyse av scenario:

- 2 km strandlinje tilgriset
- Antall død sjøfugl: 2.000
- ...

	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet – resultat	Styrbarhet	Styrbarhet – resultat
Fisk						
Direkte bruksverdi - Havbruk	$E[\text{antall tonn tapt fisk}] * E[\text{kilopris}]$	28 MNOK	Forventet antall tonn tapt fisk beregnes med utgangspunkt i følgende antakelser: <ul style="list-style-type: none"> • all fisk i et forurenset anlegg er ødelagt og at alle anlegg har full kapasitetsutnyttelse • kilopris som benyttes er lik kilopris laks 	M <--	Mulighet for nødslakting Mulighet for å flytte fisken til annet anlegg som ikke er forurenset	M
Direkte bruksverdi - Fiskeri	Kvantifisering av kostnader forbundet med tap av fangst for fiskeriene. Alternativ metode: Beskrivelse av næringens betydning mht omsetning/verdi. (En slik metode gir ingen beskrivelse av kostnadene av akutt utslipp for fiskerinæringen)	7 MNOK	Statistiske kilder for kostnader forbundet med tap av fangst av akutt oljeutslipp er ikke funnet i litteraturen Metoder for å beskrive sammenhengen mellom reduksjon i bestand og reduksjon i fangst for fiskeriene er ikke funnet i litteraturen. Forbud mot fiske i området kan opprettes i en lengre periode vil bidra til at kostnadene for fiskeriene er betydelig større enn tap av fangst grunnet reduksjon i fiskebestand.	H --->	Tilrettelegge for at kystfiskerne kan operere i andre områder. Kunnskapsbehov. Det er i litteraturen ikke funnet statistiske kilder for kostnader forbundet med tap av fangst av akutt utslipp til sjø. Det er heller ikke i litteraturen funnet metoder for å beskrive	H

Anvendt kvantitativ metode		Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet – resultat	Styrbarhet	Styrbarhet – resultat
					sammenhengen mellom reduksjon i bestand og reduksjon i fangst for fiskeriene.	
Ikke-bruksverdi	Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser) (ikke-bruksverdi av fisk er ikke behandlet i rapportene som er gjennomgått)	6 MNOK	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	H --->	Tilrettelegge for at kystfiskerne kan operere i andre områder.	L
Mattrygghet	Fokus på hvordan oljeutslipp vil påvirke innholdet av PAH i fisk og skaldyr, og hvordan den økte PAH verdien i fisk igjen påvirker helsen for de som spiser den forurensete maten. Kvalitativ metode	-	Mangel på kunnskap om hvilken innvirkning forurenset fisk har på samfunnsøkonomisk kostnad.	H (retning vises ikke da kvantitativ verdi ikke er fremskaffet)	Kunnskapsbehov. Hvilken innvirkning har forurenset fisk på samfunnsøkonomisk kostnad?	H
Sjøpattedyr						
Ikke-bruksverdi	Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser)	12 MNOK	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	H --->	-	L

	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet - resultat	Styrbarhet	Styrbarhet - resultat
Sjøfugl						
Ikke-bruksverdi	Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser)	45 MNOK	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	H --->	-	L
Bunnsamfunn						
Ikke-bruksverdi	Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser)	10 MNOK	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	H --->	-	L
Mattrygghet	Fokus på hvordan oljeutslipp vil påvirke innholdet av PAH i fisk og skalldyr, og hvordan den økte PAH verdien i skalldyr igjen påvirker helsen for de som spiser den forurensete maten. Kvalitativ metode	-	Mangel på kunnskap om hvilken innvirkning forurenset skalldyr har på samfunnsøkonomisk kostnad.	H (retning vises ikke da kvantitativ verdi ikke er fremskaffet)	Kunnskapsbehov. Hvilken innvirkning har forurenset skalldyr på samfunnsøkonomisk kostnad?	H

Anvendt kvantitativ metode		Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet – resultat	Styrbarhet	Styrbarhet – resultat
Plankton						
Ikke-bruksverdi	Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser) (ikke-bruksverdi av fisk er ikke behandlet i rapportene som er gjennomgått)	8 MNOK	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	H --->	Tilrettelegge for at kystfiskerne kan operere i andre områder.	L
Strandsonen						
Ikke-bruksverdi	Reisekostnadsmetoden	3 MNOK	Faktorer som ikke tas (godt nok) hensyn til i metoden: <ul style="list-style-type: none"> • Fanger bare opp betalingsvilligheten for nåværende bruk av rekreasjonsområdet, og ikke en eventuell betalingsvillighet for planlagt bruk • Eventuell betalingsvillighet knyttet til andres bruk av området fanges ikke opp av metoden 	H --->	-	L
Iskanten						
Ikke-bruksverdi	Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser)	45 MNOK	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	H --->	-	L

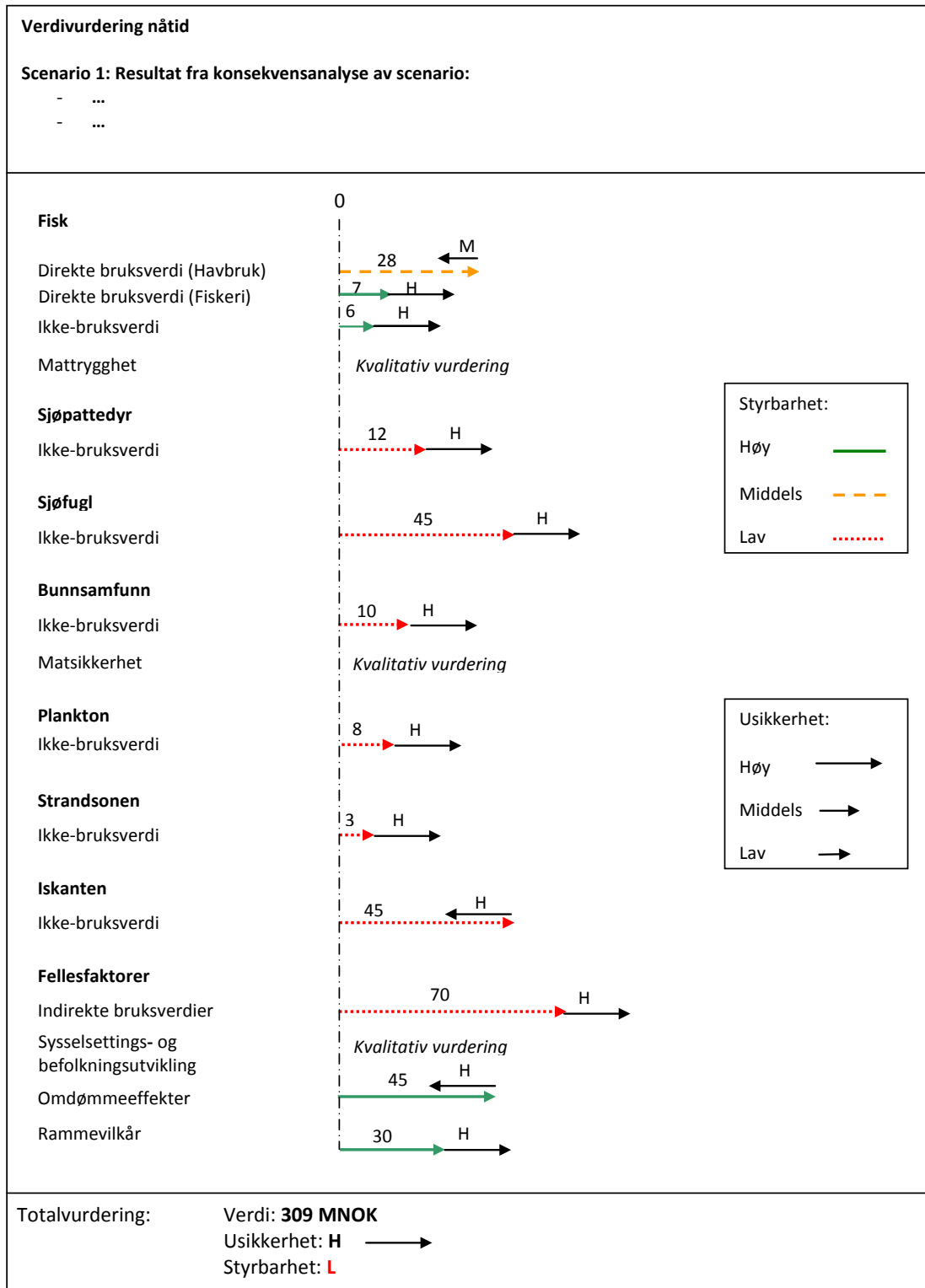
	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet - resultat	Styrbarhet	Styrbarhet - resultat
FELLESFAKTORER						
Indirekte bruksverdier (velvære/ rekreasjon og forsknings- og undervisnings-verdier)	Reisekostnadsmetoden	70 MNOK	Faktorer som ikke tas (godt nok) hensyn til i metoden: <ul style="list-style-type: none"> • Fanger bare opp betalingsvilligheten for nåværende bruk av rekreasjonsområdet, og ikke en eventuell betalingsvillighet for planlagt bruk • Eventuell betalingsvillighet knyttet til andres bruk av området fanges ikke opp av metoden 	H --->	-	L
	Alternativ metode 1: Betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelser)	-	Faktorer som ikke tas (godt nok) hensyn til i metoden: <ul style="list-style-type: none"> • Strategiske svar • Forankringseffekter • Manglende forståelse for problemstillingen 	-	-	-
	Alternativ metode 2: Bruk av resultat fra andre steder der betalingsvillighets- undersøkelser er gjort, og drøft hvorvidt resultatene er overførbare til aktuelt undersøkelsesområde (Vi anser det for å være lite hensiktsmessig å ta utgangspunkt i resultater fra reisekostnadsstudier fra andre områder og overføre disse til aktuelt område. Se informasjon i "vurdering av usikkerhet". Reisekostnadsmetoden anbefales i stedet for betinget verdsetting da denne er basert på faktiske markedspriser.)	-	En slik strategi kan på generelt grunnlag sies å bidra til høy usikkerhet. Hvilke antakelser som legges til grunn for betalingsvillighetsundersøkelser vil kunne ha stor innvirkning på resultatet.	-	-	-

	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet – resultat	Styrbarhet	Styrbarhet – resultat
Sysselsettings- og befolkningsutvikling	Beskrivelse av utslippshendelsers betydning mht sysselsettings- og befolkningsutvikling. Kvalitativ metode. Benyttet i Sintef.	-	Mangel på kunnskap om utslippshendelsers betydning mht sysselsettings- og befolkningsutvikling Utslipp vil kunne skape behov for arbeidskraft ifm. opprensningsarbeidet Medieomtale vil kunne resultere i reduksjon av turisme, men vil også kunne skape en "blest" som setter området på kartet som vil kunne bidra til økt turisme.	H (retning vises ikke da verdi på sysselsetti ngs- og befolkning s- utviklingen ikke er fremskaffe t)	Kunnskapsbehov. Det er ikke funnet noe i litteraturen som er gjennomgått om ulike utslippshendelsers påvirkning på sysselsettings- og befolkningsutviklingen . Medieomtale vil kunne påvirke turismen som igjen vil kunne ha stor innvirkning på sysselsettingen i turismenæringen.	H
	Alternativ metode: Fokusere på eksisterende arbeider om utslippshendelser og deres betydning på sysselsettings- og befolkningsutvikling i andre områder, for deretter å betrakte hvordan disse forholdene ville vært i Lofoten og Barentshavet.	-	Barentshavet og Lofoten er svært unike områder og dataoverføringer fra andre områder til Barentshavet og Lofoten anses for å være lite fruktbart.	-	-	-

	Anvendt kvantitativ metode	Verdi	Vurdering av usikkerhet	Usikkerhet – resultat	Styrbarhet	Styrbarhet – resultat
Omdømme-effekter	Beregning av forventet nåverdi (forventet kostnad) av prisreduksjon på eksportert mengde olje/gass. Kostnad ifm. selve leveransebortfallet omtales inn under kategori "rammevilkår". Beregning av forventet nåverdi (forventet kostnad) også for fiskeri og havbruk.	45 MNOK	Flere av antakelsene vil være svært avgjørende for forventet nåverdi (forventet kostnad): <ul style="list-style-type: none"> • prisreduksjon • tidsperiode med prisreduksjon • eksportert mengde olje/gass i periode med prisreduksjon Antakelsene som legges til grunn i beregningen er satt som worst-case	H <---	Mediehåndtering	H
Rammevilkår	Kvantitativ metode som tar utgangspunkt i utsatt aktivitet som følge av akutt oljeutslipp. Nåverdiberegning av den utsatte aktiviteten. Utsettelse av nåverdien gir da et forventet nåverditap	30 MNOK	Verdien som fremkommer fra metoden vil avhenge sterkt av hvor lang tid aktiviteten i nordområdene blir utsatt. Velstand i Norge når akutt utslipp inntreffer. Eks: hvis norsk økonomi går dårlig og det er behov for større aktivitet i olje- og gassnæringen så vil samfunnet være mer tilbøyelig til å ta en risiko for å sikre velferden.	H --->	Kostnaden påvirkes av norsk olje- og energipolitikk	H

Resultatene i eksempelet visualiseres til beslutningstaker i Figur 3. Det presiseres at eksempelet kun er benyttet for å illustrere metoden som foreslås.

Figur 4 Visualisering av resultatene.



8 Referanser

1. Petroleumstilsynet/Proactima. 2010. Vurderinger av årsaker og medvirkende faktorer som kan resultere i akutt utslipp til sjø fra petroleumsvirksomhet i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.
2. SEROS. 2005. Samfunnsøkonomiske konsekvenser av en storulykke i norsk petroleumsvirksomhet. Rapport nr. 91841. 15.11.2005.
3. SINTEF. 2008. Samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk og akutt oljeforurensning i norskehavet. Rapport nr. A6080. Utkast pr. 09.04.2008.
4. Norges fiskerihøgskole (UiT) og NORUT. 2008. Økonomisk verdsetting av havmiljø – anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen. C.W. Armstrong, V. Kahui og M. Aanesen.
5. The effect of oil spills on seafood safety – An example of the application of the Nordic risk analysis model. Norden. 2004.
6. Sukhdev P. 2008. The economics of ecosystems & biodiversity.
7. The Spanish ministry of the environment and rural and marine affairs. The Prestige disaster: Actions taken by the Spanish government – Spain.
8. Marsh's Risk Consulting Practice. 2003. The 100 largest losses 1972-2001. Large property damage losses in the hydrocarbon-chemical industries. 20. utgave.
9. Risikogruppen. 2010. Forvaltningsplan – Barentshavet. Statusrapport fra risikogruppen.
10. Fiskeridirektoratet. 2003. Utredning av konsekvenser av fiskeri i området Lofoten-Barentshavet.
11. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – konsekvenser av samlet påvirkning på Norskehavet ved dagens aktiviteter og i 2005.
12. Finansdepartementet. 2005. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser.
13. Navrud S og Strand J. 1992. "Norway". Kap. 6 i Navrud S (red): Pricing the European Environment. Oslo. Universitetsforlaget.
14. National Oceanic and Atmospheric Administration. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Federal Register/ Vol. 58, no. 10.
15. Navrud S. 2001. Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway, Fisheries Management and Ecology 8 (4-5) p369-382.
16. Strand J og Vågnes M. 2001. The relationship between property values and railroad proximity: A study base don hedonic prices and real estate brokers' appraisals. Transportation 28 no 2.2001 p 137-157.
17. Flage R og Aven T. 2009. Expressing and communicating uncertainty in relation to quantitative risk analysis. Risk and reliability – theory and application 2(13).
18. NOU 1997:27. Nytte-kostnadsanalyser – Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor.

VEDLEGG 1

Beskrivelse av konsekvensdimensjonene som må tas hensyn til ved verdsetting av konsekvensene av et akutt utslipp til sjø

Fra Kapittel 5 går det fram at verdsetting av konsekvensene for samfunnet av et akutt utslipp til sjø relateres både til **økonomi** og **miljø**. Konsekvensdimensjonene som relateres til økonomi er som det går fram av Tabell 3 kostnader ifm. nedetid og kostnader knyttet til håndtering av selve ulykken. Konsekvensdimensjonene som relateres til miljø er: bruksverdi (med underkategoriene direkte og indirekte bruksverdier), ikke-bruksverdi, mattrygghet, sysselsettings- og befolkningsutvikling, omdømmeeffekter og rammevilkår. En beskrivelse av samtlige konsekvensdimensjoner gis under.

Økonomi

- Kostnader knyttet til nedetid

Et akutt utslipp til sjø medfører at normal produksjon ikke kan opprettholdes i en periode. Dette kan innebære betydelig tap. Størrelsen på tap som følge av nedetid vil avhenge av: lengden på nedetiden, endring i produksjonsrate, om produksjonen er utsatt eller tapt, reduserte driftsutgifter, prisfluktuasjoner over tid, bøter/avgifter som følge av manglende leveranser.

- Kostnader knyttet til håndtering av selve ulykken

Kostnader til håndtering av selve ulykken relateres til:

- Oljevern på sjø
- Oljevern i strandsone
- Rensing av infrastruktur i strandsone
- Ulykkesgranskning

- Kostnader knyttet til gjenoppbygging/fjerning

Utstyr, redskaper, infrastruktur i strandsone, etc. kan i enkelte tilfeller anses tapt (rensing vil ikke være aktuelt). Kostnadene for slike tap inngår i den nevnte kategorien.

Miljø

- Bruksverdier av miljøet (verdier som oppstår gjennom direkte bruk av miljøet)

Det er vanlig å dele bruksverdiene av miljøet inn i to hovedgrupper:

1. Direkte bruksverdier av miljøet
Direkte bruksverdier av miljøet – verdier som oftest kan måles direkte i en eller annen form gjennom markedsinteraksjoner (UiT 2008). Verdier som det her er snakk om vil relateres til:
 - o havbruk
 - o fiskeriDen direkte bruksverdien av miljøet som knyttes til turisme inngår som en del i kategorien "omdømmeeffekter".
2. Indirekte bruksverdier av miljøet
Indirekte bruksverdier – verdier som ikke finnes direkte i markedet (UiT 2008). Verdier som inngår i denne kategorien vil relateres til blant annet:
 - o velvære/rekreasjon
 - o forsknings- og undervisningsverdier

- Ikke-bruksverdi av miljøet

Ikke-bruksverdier relateres til eksistensverdier og bevaringsverdier. Eksistensverdier uttrykker en verdsetting av miljøet som ikke relateres til mulig fremtidig bruk eller nytelse, men en verdsetting av pur eksistens. Mange mennesker betaler for medlemskap i organisasjoner som beskytter miljø og dyr, som medlemmene aldri kommer til å oppleve selv, men som de verdsetter eksistensen av uavhengig av egen fysisk opplevelse. Bevaringsverdier uttrykker hva mennesker er villig til å betale for å bevare miljø for fremtidige generasjoner.

- Mattrygghet

Verditapet relateres til reduksjon i salg av fisk som er godkjent for salg. Verditapet som relateres til reduksjon i salg av fisk pga at fisk ikke godkjennes for salg inngår i kategorien "direkte bruksverdier av miljøet".

- Sysselsettings- og befolkningsutvikling

Fokus legges her på hva de økonomiske konsekvensene for samfunnet er av en sysselsettings- og befolkningsutvikling som er forårsaket av et akutt utslipp til sjø.

- Omdømmeeffekter

Med omdømme forstår vi hvordan eksterne aktører opplever næringen og hvordan dette påvirker samfunnet. Omdømme er altså ikke en objektiv størrelse, men uttrykker de holdninger, meninger etc. ulike aktører har om næringen. Endring av rammevilkår inngår ikke som en del av omdømmeeffektene, men betraktes i dette notatet inn under kategorien rammevilkår (se punktet under).

- Rammevilkår

Et akutt utslipp til sjø kan skape et betydelig politisk press som igjen medfører politiske beslutninger som kan ha store konsekvenser for sektorens rammevilkår. Vi fokuserer i denne sammenheng kun på endring i rammevilkår som betraktes som uønskede.

VEDLEGG 2

**Diskusjon av metoder for verdsetting av
konsekvenser av et akutt utslipp til sjø som
er blitt benyttet i rapportene nevnt i kapittel**

2

Tabell 10: Diskusjon av metoder for verdsetting av konsekvenser av et akutt utslipp til sjø som er blitt benyttet i rapportene nevnt i kapittel 2.

Konsekvensdimensjoner	Metode Seros	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode Sintef	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode UiT	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Rapport Seafood safety	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Kunnskapsbehov
<i>Økonomi</i>													
Kostnader knyttet til nedetid	<p>Kostnadsanslag i kroner</p> <p>Kostnadsanslag gis i form av et intervall</p> <p>Bruk av ekspertvurderinger og data fra ulykkeshendelser</p>	<p>Ingen tydeliggjøring av hvilken innvirkning de ulike usikkerhetsfaktorene har på kostnadsanslaget</p> <p>Ingen framtidsvurderinger. Vurderingene som gjøres sees kun ut fra hvordan situasjonen betraktes i dag.</p>	<p>Tydeliggjøring av hva det knyttes usikkerhet til. Usikkerhet knyttes til hva fremtidig kostnad til håndtering av ulykken vil være hvis en storulykke inntreffer.</p> <p>Metoden lar seg enkelt gjennomføre i praksis.</p>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Behov for å tydeliggjøre hvordan ulike usikkerhetsfaktorer påvirker kostnader knyttet til nedetid.
Kostnader knyttet til håndtering av selve ulykken	<p>Kostnadsanslag i kroner</p> <p>Kostnadsanslag gis i form av et intervall</p> <p>Bruk av ekspertvurderinger og data fra ulykkeshendelser</p>	<p>Ingen tydeliggjøring av hvilken innvirkning de ulike usikkerhetsfaktorene har på kostnadsanslaget</p> <p>Ingen framtidsvurderinger. Vurderingene som gjøres sees kun ut fra hvordan situasjonen betraktes i dag.</p>	<p>Tydeliggjøring av hva det knyttes usikkerhet til. Usikkerhet knyttes til hva fremtidig kostnad til håndtering av ulykken vil være hvis en storulykke inntreffer.</p> <p>Metoden lar seg enkelt gjennomføre i praksis.</p>	<p>Saneringskostnad beregnes vha. formel utviklet av Etkin: Saneringskostnad = Basiskostnad * total oljeutslippsmengde * justeringsfaktorer</p> <p>Anslag på saneringskostnad gis i form av et intervall som fremkommer ved å benytte lav/middels/høy basiskostnad</p>	<p>Klargjøring av hvilke faktorer som bidrar til å trekke basiskostnaden i retning av kategoriene lav, middels og høy.</p> <p>Refleksjon av hvorvidt formelen vil representere de forhold som er av interesse. Sistnevnte poeng er spesielt viktig tatt i betraktning av formelen kun er et utspring fra undersøkte saneringskostnader for oljeutslipp i hele verden i tidsrommet 1980-2000. Refleksjon av hvordan formelen ville blitt påvirket hvis den hadde blitt utarbeidet med bakgrunn i undersøkte saneringskostnader for oljeutslipp kun i liknende områder som vil være aktuelt i den aktuelle analysen. Hvor sensitiv er resultatet med hensyn til endring i inngangsparametre?</p> <p>Framtidsvurderinger: Hvordan vil basiskostnaden utvikle seg med tiden? Et lands grunnlag for hva som menes med en ren strand kan variere med tiden, noe som igjen vil påvirke basisverdien. Hvordan vil teknologiske nyvinninger påvirke saneringskostnad?</p>	<p>Bruk av formel for saneringskostnad tydeliggjør hva som bidrar til anslaget på saneringskostnad.</p> <p>Metoden er enkel å bruke og lett å forstå.</p>	-	-	-	-	-	-	<p>Behov for å tydeliggjøre hvordan ulike usikkerhetsfaktorer påvirker kostnader knyttet til håndtering av selve ulykken.</p> <p>I hvor stor grad er formelen benyttet av Sintef representativ for den aktuelle analysen?</p>

Konsekvensdimensjoner	Metode Seros	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode Sintef	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode UiT	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Rapport Seafood safety	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden	Kunnskapsbehov
Kostnad knyttet til gjenoppbygging/fjerning	Kostnadsanslag i kroner Kostnadsanslag gis i form av et intervall Bruk av ekspertvurderinger og data fra ulykkeshendelser	Ingen tydeliggjøring av hvilken innvirkning de ulike usikkerhetsfaktorene har på kostnadsanslaget Ingen framtidsvurderinger Vurderingene som gjøres sees kun ut fra hvordan situasjonen betraktes i dag.	Tydeliggjøring av hva det knyttes usikkerhet til. Usikkerhet knyttes til hva fremtidig kostnad til håndtering av ulykken vil være hvis en storulykke inntreffer. Metoden lar seg enkelt gjennomføre i praksis.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Stor forskjell på laveste og høyeste verdi i intervallet. En mer detaljert studie vil trolig bidra til å redusere selve intervallet betydelig.
Miljø -fisk -sjøpattedyr -sjøfugl -bunnsamfunn -plankton -strandlinje -iskant													
Bruksverdier av miljøet: -Direkte bruksverdier av miljøet	-	-	-	Havbruk: Konsekvensene relateres til salgstep av fisk og det økonomiske tapet av utstyr. E[antall tonn tapt fisk]*E[kilopris] Fiskeri: Beskriver betydningen av fiskeri som næring, samt konsekvenser av akutt utslipp for det berørte lokalsamfunn	Generelt: Framtidsvurderinger er ikke gjennomført. Vurderingene som gjøres sees kun i lys av hvordan situasjonen betraktes i dag. Havbruk: Usikkerhetsvurderinger er ikke gjennomført: Hvilke faktorer bidrar til usikkerheten? Hvilke innvirkning har de ulike usikkerhetsfaktorene på kostnadsdimensjonen? Fra rapporten går det ikke klart fram hva som menes med usikkerhet. Usikkerhet ift. anslag eller usikkerhet knyttet til framtidig tap for de ulike næringene av akutt utslipp til sjø. Dette bør tydeliggjøres. Fiskeri: Rapporten beskriver kun betydningen av fiskeri som næring samt konsekvenser av akutt utslipp for det berørte lokalsamfunn, og sier ikke noe konkret om selve tapet for fiskerinæringen (dette presiseres forøvrig også i rapporten).	Havbruk: I rapporten fokuseres det på forventet tap for havbruksnæringen. Framgangsmåten anses for å være god når en skal gi en prediksjon av de økonomiske konsekvensene for havbruk av akutt utslipp til sjø. Usikkerheten må imidlertid tydeliggjøres i bedre grad (se for øvrig "faktorer som er av betydning, men som ikke er dekket i metoden") Fiskeri: Metoden anses for å være grei under forutsetning av at en ikke ønsker å bruke ressurser på å framskaffe den informasjonen som trengs for å si noe konkret om selve tapet for fiskerinæringen.	Fokus i rapporten legges på betydningen av havbruk, fiskeri og turisme som næring. Bruttoproduktet benyttes som verdimål	Anvendelse av metoden beskriver kun betydningen av havbruk, fiskeri og turistnæringen som næring. Sier ikke noe konkret om selve tapet for næringene av et akutt utslipp til sjø.	Metoden anses for å være ok under forutsetning av at en ikke ønsker å si noe konkret om selve tapet for havbruk, fiskeri og turistnæringen.	-	-	Statistiske kilder for kostnader forbundet med tap av fangst av akutt oljeutslipp er ikke funnet i litteraturen. Metoder for å beskrive sammenhengen mellom reduksjon i bestand og reduksjon i fangst for fiskeriene er ikke funnet i litteraturen.	

Konsekvensdimensjoner	Metode Seros	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode Sintef	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode UiT	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Rapport Seafood safety	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden	Kunnskapsbehov
Bruksverdier av miljøet: -Indirekte bruksverdier av miljøet	-	-	-	Betinget verdsetting (willingness-to-pay)	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	Transformerer konsekvensdimensjoner som ikke har en markedsverdi om til en sammenlignbar enhet (penger)	Variant av reisekostnadsmetoden - Fokuserer på forskjellen i reell lønnsinntekt for personer i Nordland med Oslo.	Fremgangsmåten sier ikke noe om stor del av lønnsdifferansen som kan tilskrives tilgangen på naturbaserte rekreasjonstjenester i Nordland.	Transformerer konsekvensdimensjoner som ikke har en markedsverdi om til en sammenlignbar enhet (penger)	-	-	-	-
Ikke-bruksverdier	-	-	-	Betinget verdsetting (willingness-to-pay)	Spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at faktisk betaling ikke er påkrevd. Problemstillingen som reises i den konkrete undersøkelsen er ukjent. Maksimal betalingsvillighet vs. minimal kompensasjon.	Transformerer konsekvensdimensjoner som ikke har en markedsverdi om til en sammenlignbar enhet (penger)	Betinget verdsetting (willingness-to-pay) Reisekostnadsmetoden nevnes som et alternativ, men benyttes ikke siden det har vært mangel på slike studier (data) fra Lofoten og Barentshavsområdet	Metoden tar ikke (godt nok) hensyn til mulige: <ul style="list-style-type: none"> • Strategiske svar • Forankringseffekter • Manglende forståelse for problemstillingen • Fanger bare opp betalingsvilligheten for nåværende bruk av rekreasjonsområdet, og ikke en eventuell betalingsvillighet for planlagt bruk • Eventuell betalingsvillighet knyttet til andres bruk av området fanges ikke opp av metoden 	Transformerer konsekvensdimensjoner som ikke har en markedsverdi om til en sammenlignbar enhet (penger) Fordel med reisekostnadsmetoden er at den baseres på markedspriser. Dette er ikke tilfellet for et willingness-to-pay studie.	-	-	-	Videreutvikle willingness-to-pay studier for å bedre ta hensyn til strategiske svar, forankringseffekter og å redusere manglende forståelse for problemstillingen. Innsikt i hvilken grad strategiske svar, forankringseffekter og manglende forståelse for problemstillingen vil påvirke betalingsvilligheten.
Mattrygghet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Metoden fokuserer på hvordan oljeutslipp vil påvirke innholdet av PAH i fisk og skaldyr, og hvordan den økte PAH verdien i fisk og skaldyr igjen påvirker kreftfare for de som spiser den forurensede maten.	Hvilken innvirkning vil økt kreftfare for de som spiser forurensede fisk/skaldyr ha på samfunnsøkonomisk kostnad? Ingen framtidsvurdering er. Vurderingene som gjøres sees kun ut fra hvordan situasjonen betraktes i dag.	-	Hvilken innvirkning har økt kreftfare for de som spiser forurensede fisk/skaldyr på samfunnsøkonomisk kostnad?

Konsekvensdimensjoner	Metode Seros	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode Sintef	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Metode UiT	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden?	Rapport Seafood safety	Faktorer som er av betydning (som ikke er dekket i metoden)	Hva er positivt med metoden	Kunnskapsbehov
Sysselsettings- og befolkningsutvikling	-	-	-	Beskrivelse av ulike næringers betydning i det aktuelle området som analyseres. Kvalitativ metode.	Mangel på kunnskap om utslippshendelsers betydning mht sysselsettings- og befolkningsutvikling.	Enkelt å gjennomføre i praksis.	-	-	-	-	-	-	Beskrivelse av utslippshendelsers betydning mht sysselsettings- og befolkningsutvikling krever en relativt grundig kartlegging av de enkelte bedrifter og aktiviteter. I litteraturen vi har fokusert på så har vi ikke funnet analyser som ser på utslippshendelsers betydning mht sysselsettings- og befolkningsutvikling.
Omdømmeeffekter	Kostnadsanslag i kroner Kostnadsanslag gis i form av et intervall Bruk av ekspertvurderinger og data fra ulykkeshendelser	Ingen tydeliggjøring av hvilken innvirkning de ulike usikkerhetsfaktorene har på kostnadsanslaget Ingen framtidsvurderinger. Vurderingene som gjøres sees kun ut fra hvordan situasjonen betraktes i dag.	Tydeliggjøring av hva det knyttes usikkerhet til. Usikkerhet knyttes til hva fremtidig kostnad til håndtering av ulykken vil være hvis en storulykke inntreffer. Metoden lar seg enkelt gjennomføre i praksis.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Behov for å tydeliggjøre hvordan ulike usikkerhetsfaktorer påvirker kostnader knyttet til tapt omdømme.
Rammevilkår	Kostnadsanslag i kroner Kostnadsanslag gis i form av et intervall Bruk av ekspertvurderinger og data fra ulykkeshendelser	Ingen tydeliggjøring av hvilken innvirkning de ulike usikkerhetsfaktorene har på kostnadsanslaget Ingen framtidsvurderinger. Vurderingene som gjøres sees kun ut fra hvordan situasjonen betraktes i dag.	Tydeliggjøring av hva det knyttes usikkerhet til. Usikkerhet knyttes til hva fremtidig kostnad til håndtering av ulykken vil være hvis en storulykke inntreffer. Metoden lar seg enkelt gjennomføre i praksis.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Behov for å tydeliggjøre hvordan ulike usikkerhetsfaktorer påvirker kostnadene knyttet til endring av rammevilkår.