

# Hvordan kan effekter på marine økosystemtjenester håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?

Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem og Ståle Navrud

VISTA ANALYSE AS



## Dokumentdetaljer

---

Vista Analyse AS	Rapport nummer 2012/09
Rapporttittel	Hvordan kan effekter på marine økosystemtjenester håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?
ISBN	978-82-8126-058-0
Forfattere	Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem og Ståle Navrud
Dato for ferdigstilling	24. februar 2012
Prosjektleder	Kristin Magnussen
Kvalitetssikrer	Karin Ibenholt
Oppdragsgiver	Kystverket v/Øystein Linnestad
Tilgjengelighet	Offentlig
Publisert	Web
Nøkkelord	Marine økosystemtjenester; ulykker; oljeutslipp; samfunnsøkonomiske analyser; ikke-prissatte effekter.

---

## Forord

Vista Analyse og Sweco Norge har, på oppdrag fra Kystverket utarbeidet denne rapporten om hvordan marine økosystemtjenester kan håndteres i samfunnsøkonomiske analyser. Analysen er et avrop innenfor rammeavtalen mellom Kystverket og et konsortium av Vista Analyse AS, Sweco Norge AS m.fl. om 'Utarbeiding av samfunnsøkonomiske analyser'.

Dette arbeidet er gjennomført av Sweco ved Kristin Magnussen og Ståle Navrud og Vista Analyse ved Henrik Lindhjem. Vi takker også Karin Ibenholt og Simen Pedersen i Vista Analyse for nyttige kommentarer underveis og til tidligere utkast av rapporten.

Øystein Linnestad har vært Kystverkets kontaktperson og har bidratt med nøkkelkompetanse i utredningsarbeidet.

I januar i år ble det gjennomført et arbeidsmøte som en del av arbeidet med rapporten, der rapportens innhold – og særlig de delene som gjelder konsekvensene av uhellsutslipp av olje og hvordan slike effekter kan verdsettes – ble presentert og diskutert. Arbeidsmøtet samlet ca. 25 personer fra sentrale departementer, direktorater og forskningsinstitusjoner, og vi retter stor takk til alle som deltok for nyttige diskusjoner og gode innspill.

Utredningen er gjennomført uten bindinger og står for utredernes ansvar. Vi takker vår oppdragsgiver og alle øvrige bidragsytere for et godt samarbeid.

24 februar 2012

Kristin Magnussen

Prosjektleder

Sweco Norge

## Innhold

Forord .....	1
Sammendrag og hovedresultater.....	6
1. Innledning .....	11
1.1 Bakgrunn.....	11
1.2 Formål, spørsmål og avgrensing.....	12
1.3 Hovedtilnærming og oversikt over rapporten .....	13
2. Miljøvirkninger som ikke verdsettes (prissettes) i samfunnsøkonomiske analyser – og ulike metodikk for systematisering og vurdering .....	15
2.1 Samfunnsøkonomiske analyser, totaløkonomisk verdi, prissette og ikke-prissette virkninger og økosystemtjenester .....	15
2.2 Kort oversikt over prissette og ikke-prissette effekter i Kystverkets veileder i samfunnsøkonomiske analyser .....	16
2.3 Utredning av miljømessige konsekvenser i forvaltningsplanarbeidet for havområdene .....	19
2.4 Vurdering av miljørisiko ved akutt oljeforurensning fra skipstrafikk.....	25
2.5 Økosystemtjenester.....	27
3. Hvordan bør (ikke-prissette) (miljø)virkninger håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?.....	34
3.1 Verdsetting (prissetting) av virkninger eller ikke? .....	34
3.2 Vurdering av metodikk for "vanligvis ikke-prissette effekter" .....	35
4. Kort oversikt over verdsettingsmetoder .....	43
4.1 Beskrivelse av metodene .....	43
4.2 Egnethet for verdsetting av miljøeffekter for hav og kyst.....	47
4.3 Typiske steg i betinget verdsetting av (å unngå) skader ved oljeutslipp .....	50
5. Tidligere verdsettingsstudier .....	54
5.1 Innledning.....	54
5.2 Verdsetting av marine økosystemtjenester – verdier, metoder og eksempler.....	54
5.3 Studier av bruksverdier knyttet til rekreasjon.....	59

5.4	Studier som inkluderer både bruks- og ikke-bruksverdier .....	65
5.5	Kan eksisterende studier brukes til nytteoverføring? .....	73
6.	Forslag til opplegg for nye verdsettingsstudier i Norge.....	75
6.1	Overordnet tilnærming – verdsetting av de viktigste slutt-økosystemtjenestene lokalt og nasjonalt.....	75
6.2	Utforming av mindre, lokale empiriske studier .....	79
6.3	Utforming av en større, nasjonal verdsettingsstudie .....	80
6.4	Opplegg for anvendelser av resultater og videre oppdatering av verdier .....	81
7.	Konklusjon og anbefalinger.....	83
	Referanser .....	85
	Vedlegg: Retningslinjer for verdioverføring ("Value transfer") .....	90

## Tabeller:

Tabell 2.1	Kriterier for vurdering av naturmiljøets verdi er delt inn i liten, middels og stor. ....	17
Tabell 2.2	Kriterier for å vurdere tiltakets omfang for naturmiljøet.....	17
Tabell 2.3	Felles utredningstemaer og undertemaer som grunnlag for detaljeringsnivået for sektorrapportene for miljøstatus.....	20
Tabell 2.4	Trinn 1 - Tabellen synliggjør hvordan vurderingen av henholdsvis påvisbare/ikke påvisbare og ukjente konsekvenser for de ulike påvirkningsfaktorene ønskes vurdert. ....	23
Tabell 2.5	Trinn 2 - Støttetabell til bruk ved beskrivelse av påvirkning og miljøkonsekvens knyttet til den enkelte påvirkningsfaktor. ....	24
Tabell 2.6	Kriterier for angivelse av alvorlighetsgrad som henholdsvis stor, middels eller lav .....	25
Tabell 4.1	Oversikt og klassifisering av metoder for verdsetting av fellesgoder .....	43
Tabell 5.1	Støttende og regulerende tjenester: Forenklet oversikt over økosystemtjenester, type verdier, verdsettingsmetoder og eksempler for marine områder. ....	55

Tabell 5.2	Produserende økosystemtjenester: Forenklet oversikt over økosystemtjenester, type verdier, verdsettingsmetoder og eksempler for marine områder. ....	57
Tabell 5.3	Kulturelle økosystemtjenester: Forenklet oversikt over økosystemtjenester, type verdier, verdsettingsmetoder og eksempler for marine områder. ....	59
Tabell 5.4	Velferdstap ved stenging av seks strender på Padre Island.....	62
Tabell 5.5	Gjennomsnittlig konsumentoverskudd (rekreasjonsverdi) per aktivitetsdag per person fra originale studier som brukte transportkostnads – eller betinget verdsettingsmetoden, i perioden, 1967–2003.....	64
Tabell 5.6	Anslag for betalingsvillighet (engangsbeløp) per husstand for å unngå oljeutslipp fra tidligere studier som benytter .....	67
Tabell 6.1	Tretten viktige økosystemtjenester som påvirkes av oljeutslipp, og sentrale indikatorer for å spore endringer.....	76

## Figurer:

Figur 2.1	Konsekvensviften viser hvordan verdi skal sees i sammenheng med omfang for å komme fram til konsekvens av tiltaket.....	18
Figur 2.2	Oversikt over hvilke aktiviteter som skal utredes og hvordan påvirkningsfaktorer skal grupperes og brukes opp mot felles utredningstemaer for utredning av effekter og miljøkonsekvenser. ....	20
Figur 2.3	Sammenheng mellom biodiversitet og økosystemtjenester .....	28
Figur 2.4	Sammenheng mellom økosystemer og menneskers velferd.....	30
Figur 2.5	Samfunnsøkonomiske analyser og verdsetting av økosystemtjenester – skadekostnadsfunksjonen.....	33
Figur 3.1	Illustrasjon av sammenheng mellom strømmen av økosystemtjenester og tid som følge av utslippshendelse.....	41
Figur 4.1	Verdier og metoder for verdsetting av økosystemtjenester. ....	48
Figur 6.1	Direkte og indirekte effekter av oljeutslipp på ulike økosystemtjenester og resulterende velferdstap.....	77

## Bokser:

Boks 2.1	Definisjon av begreper knyttet til økosystemtjenester .....	27
Boks 2.2	Inndeling av økosystemtjenester og eksempler .....	29

Boks 2.3	Total samfunnsøkonomisk verdi kan deles i flere deler. ....	32
Boks 5.1	Verdien av tapte rekreasjonsdager på grunn av oljeforurensing langs Mexico-gulven .....	62
Boks 5.2	Verdien av tapt fritidsfiske som del av skadeoppgjør ved oljeutslipp i South Carolina .....	63
Boks 5.3	Økt oljevernberedskap i Norge – Hvilke effekter verdsettes? .....	70
Boks 5.4	Verdien av å unngå et nytt Prestige-utslipp .....	72



## Sammendrag og hovedresultater

### **Resymé**

*En rekke effekter av prosjekter og tiltak innenfor Kystverkets ansvarsområde og for andre etater, har til nå normalt ikke blitt verdsatt i kroner i samfunnsøkonomiske analyser. Dette gjelder særlig effekter på kulturminner, rekreasjon, biologisk mangfold og marine økosystemtjenester i bred forstand. Slike effekter håndteres enten som ikke-prissatte virkninger eller behandles kun kort kvalitativt og verbalt i analysene. Formålet med denne forstudien er å vurdere hvordan disse effektene eventuelt kan verdsettes i kroner eller håndteres på annen og mer konsistent måte. Storparten av Kystverkets tiltak har til hensikt å redusere risikoen for ulykker og akuttutslipp, og hovedvekten er lagt på miljøeffekter av slike hendelser. I nyttekostnadsanalyser verdsettes alle effekter i kroner så langt det lar seg gjøre. Det vil imidlertid fortsatt være mange effekter der det ikke foreligger verdsettingsestimater. Selv om dagens metodikk for vurdering av ikke-prissatte effekter har en del svakheter, har den også noen sterke sider, og med en del utvikling og tilpasning, kan en komme et godt stykke lenger på en mer systematisk behandling av ikke-prissatte virkninger i samfunnsøkonomiske analyser. Det er få egnede studier i Norge (eller Norden) som verdsetter skader ved oljeutslipp, og som dermed kan benyttes til å si noe om verdien av å unngå slike skader i Norge. Det er imidlertid en større litteratur internasjonalt som verdsetter tapte rekreasjonsverdier og bredere ikke-bruksverdier. Disse studiene anvender anerkjente og grundig testede økonomiske verdsettingsmetoder. Vi anbefaler å ta utgangspunkt i veletablert metodikk og gjennomføre en eller flere lokale verdsettingsstudier i områder i Norge som har opplevd små til middels store utslipp for å undersøke tapte rekreasjonsverdier. Videre anbefaler vi å gjennomføre en nasjonal (eller regional) undersøkelse som hovedsakelig beregner velferdstap for den regionale eller nasjonale befolkningen ved en eller flere større utslippshendelser som påvirker både bruks- og ikke-bruksverdier knyttet til (midlertidig) tap av økosystemtjenester. Det bør være et mål at studiene utformes slik at de gir grunnlag for verdier som kan overføres over tid og til samfunnsøkonomiske vurderinger av tiltak på nye "beslutningssteder" i Norge der det ikke er gjennomført verdsettingsstudier.*

### **Bakgrunn**

Fiskeri- og kystdepartementet stiller tydelige krav til gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser for ulike tiltak og prosjekter. I tillegg bør samfunnsøkonomiske vurderinger også spille en viktig rolle i arbeidet med forvaltningsplaner for norske kyst- og havområder. Samfunnsøkonomiske vurderinger kan være viktige som grunnlag for å prioritere tiltak mellom og innenfor alle Kystverkets virksomhetsområder (beredskap, sjøsikkerhet og kystforvaltning), men det utarbeides i dag få samfunnsøkonomiske analyser. Videre er de analyseverktøyene som er tilgjengelige for å gjøre samfunnsøkonomiske analyser, for eksempel Kystverkets egen veileder basert på Finansdepartementet (2005), ufullstendige med hensyn til behandling av potensielt viktige effekter av tiltak og prosjekter for kulturminner, rekreasjon, biologisk mangfold og marine økosystemtjenester i bred forstand.

I de fleste samfunnsøkonomiske analyser som er gjennomført fram til nå, begrenses verdsettingen av slike effekter til realøkonomiske kostnader, for eksempel kostnader ved oljevernaksjoner. Velferdsøkonomiske effekter som er vanskeligere å måle gjennom



markedsvirkninger, er i liten grad verdsatt eksplisitt i kroner. I noen analyser håndteres slike effekter som ikke-prissatte virkninger, mens de i andre behandles kun kort kvalitativt og verbalt. Det er kjent at sammenstilling av prissatte og ikke-prissatte effekter kan være utfordrende. Hvis ikke slike effekter verdsettes eller på annen måte håndteres konsistent, kan dagens praksis føre til en undervurdering av disse effektene innenfor alle etatens virksomhetsområder. For eksempel kan det føre til systematisk underinvestering i tiltak som potensielt kan redusere sannsynligheten for og konsekvensene av større oljeutslipp langs kysten.

### ***Problemstilling og avgrensing***

Formålet med denne forstudien er å vurdere om det er miljøeffekter som ikke tas hensyn til i Kystverkets analyseverktøy og i samfunnsøkonomiske analyser mer generelt, og hvordan disse eventuelt kan verdsettes i kroner eller håndteres på annen og mer konsistent måte i analysene. Rapporten tar sikte på å besvare følgende hovedspørsmål:

- Hvilke miljøeffekter eksisterer som ikke håndteres og/eller verdsettes i samfunnsøkonomiske analyser?
- Hvordan bør eventuelt slike miljøeffekter håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?
- Hvordan bør effektene verdsettes, for eksempel ved bruk av verdioverføringsmetoder eller nye økonomiske verdsettingsstudier?
- Når er det tilstrekkelig å håndtere effekter som ikke-prissatt virkning, og hvilke miljøeffekter er mest relevante for dette?

Storparten av Kystverkets tiltak har til hensikt å bedre sikkerheten langs kysten og dermed redusere risikoen for ulykker og akuttutslipp, primært av petroleumsprodukter. Derfor legger vi, i vår vurdering, hovedvekten på miljøeffekter av slike hendelser. Vi vurderer ikke effekter på havbruk og fiske som normalt kan spores gjennom markedsvirkninger og inkluderes i de samfunnsøkonomiske analysene som prissatte effekter, hvis en har kunnskap om hvordan utslipp påvirker fiskebestander. Vi vurderer heller ikke ulykkeskostnader (for eksempel kostnader ved redningsoperasjoner, personskader osv.), siden disse allerede er inkludert som prissatte effekter i Kystverkets veileder. Både i tilknytning til oljeutslipp og i andre sammenhenger som er relevante for Kystverkets beslutninger, er det aktuelt også å vurdere effekter for eksempel for turisme og fiskerier. De analyser som gjøres i dag av disse effektene, er ikke alltid egnet som grunnlag for samfunnsøkonomiske analyser. Det er derfor behov for videre arbeid med slike virkninger, men det er ikke fokus for denne rapporten.

Hovedfokus er på analysemetodikken, og er dermed ikke avgrenset utelukkende til Kystverkets virksomhet og ansvarsområde. Sjøtransport kommer også inn under virksomhetsområder tilhørende flere andre fagetater, for eksempel Sjøfartsdirektoratet, Oljedirektoratet og Petroleumstilsynet, Fiskeridirektoratet og Klima- og forurensningsdirektoratet. Til slutt er det grunn til å understreke at vi tar utgangspunkt i at behandlingen av miljøeffekter skal være konsistent med prinsippene for samfunnsøkonomiske analyser og behandles innenfor et slikt rammeverk. Det betyr at vi ikke vurderer andre beslutnings- og prosjektevalueringsverktøy som er alternativer til samfunnsøkonomiske analyser.

### **Konklusjoner og anbefalinger**

Rapporten gir en oversikt over miljøvirkninger som ikke verdsettes (eller prissettes) i samfunnsøkonomiske analyser og ulike metodikk for systematisering og vurdering i tilnærminger som er relevante for Kystverkets arbeid. I Kystverkets foreløpige veiledning i samfunnsøkonomiske analyser benyttes den såkalte konsekvensviften, en metode for vurdering av ikke-prissatte konsekvenser som også brukes av de øvrige transportetatene. Denne metoden er basert på eksperterens vurdering av verdi, omfang og tilhørende konsekvensgrad av ulike tiltak. I forvaltningsplanarbeidet for havområdene er det utviklet metodikk for sammenstilling av ulike miljøkonsekvenser, men foreløpig foreligger ikke anbefalt metodikk for sammenstilling av konsekvenser for samfunn. I Kystverkets egne miljørisikoanalyser sammenstilles risiko for ulykker med miljømyndighetenes kartfesting av norskekystens miljøverdi for ressursgruppene sjøfugl, sjøpattedyr, fisk og strand/kysthabitat.

En tilnærming som blir stadig mer fremtredende i norsk og internasjonal forvaltning, er begrepet og metodikken knyttet til økosystemtjenester og verdsetting av økosystemtjenester. Det gis en beskrivelse av denne tilnærmingen, som deler goder og tjenester fra havet (og kysten) inn i støttende, regulerende, produserende og kulturelle økosystemtjenester, samt eksempler på slike marine økosystemtjenester.

Basert på gjennomgangen av disse ulike metodiske tilnærmingene gis en kort vurdering av hvordan ikke-prissatte miljøvirkninger kan og bør håndteres i Kystverkets samfunnsøkonomiske analyser. Utgangspunktet for samfunnsøkonomiske analyser er at alle virkninger skal verdsettes i kroner, så langt det er praktisk mulig og forsvarlig. Det er derfor ikke prinsipielt slik at noen virkninger bør verdsettes i kroner, mens andre ikke bør. Men det er stor mangel på verdsettingsstudier, og det vil være virkninger som er vanskelige å verdsette i kroner. Dette vil i praksis begrense hvilke virkninger som faktisk verdsettes i kroner i analysene i overskuelig fremtid.

Vi konstaterer også at det er noen virkninger, som turisme, fiske og akvakultur som vanligvis behandles som ikke-prissatte. For disse virkningene er det imidlertid ikke vanskeligheter med å finne priser som er den største utfordringen, men problemer med å kvantifisere virkningene i fysiske termer som gjør at de ofte ikke prissettes. Dette er det også viktig å jobbe videre med for i større grad å kunne verdsette disse, men denne problemstillingen har ikke blitt behandlet videre i denne rapporten.

For å komme videre med verdsetting av flere virkninger, med en velferdsteoretisk tilnærming, som er det som bør ligge til grunn i samfunnsøkonomiske analyser, foreslår vi at en i videre arbeid tar utgangspunkt i en metodikk knyttet til verdsetting av økosystemtjenester. Det er imidlertid mange tjenester der det ikke foreligger verdsettingsestimater, og i mange sammenhenger vil det være et stort fremskritt for håndtering av "vanligvis ikke-prissatte virkninger" om en på en systematisk måte identifiserer, beskriver og vurderer konsekvensene og deres størrelse, for eksempel som beskrevet i Kystverkets nåværende veileder på en skala fra svært positiv til svært negativ.

De viktigste metodene for verdsetting av miljøeffekter presenteres, og vi diskuterer noen fordeler og ulemper ved de ulike metodene. Metodene vurderes spesielt med hensyn til anvendelse for verdsetting av marine økosystemtjenester og akutte

oljeutslipp. De mest aktuelle metodene for verdsetting av effekter knyttet til oljeutslipp er reisekostnadsmetoden (som kan beregne bruksverdien av tapte aktivitetsdager ved kyst og til havs) og metoder som tar sikte på også å dekke ikke-bruksverdier gjennom å innhente oppgitte preferanser ved spørreundersøkelser (betalingsvillighet per år og husstand) for å unngå ulykkeshendelser.

Rapporten gir oversikt over tidligere, relevante verdsettingsstudier. Dette gjelder oversikt over hvilke marine økosystemtjenester som tidligere er verdsatt i Norge eller er relevante for å si noe om verdien av norske marine økosystemtjenester; studier som spesielt tar for seg rekreasjonsverdien (bruksverdier) for aktuelle rekreasjonsaktiviteter, spesielt i forbindelse med kyst og hav; og studier som har verdsatt både bruks- og ikke-bruksverdier knyttet til velferdseffekter av oljeutslipp.

For alle disse kategoriene av verdsettingsstudier finner vi at det er svært få norske studier, men relativt mange utenlandske, særlig fra USA. Vi må imidlertid konkludere med at det er få studier som er direkte egnet til å si noe om verdien av marine økosystemtjenester generelt og ingen som kan benyttes som grunnlag for forsvarlig overføring og anslag for ikke-prissatte effekter av oljeutslipp i Norge.

Rapporten avsluttes med å skissere et opplegg for nye empiriske verdsettingsstudier i Norge, som tar sikte på å komme fram til anslag for velferdstap ved oljeutslipp, utover effekter for fiske, akvakultur og turisme (dvs. markedseffekter), samt direkte ulykkeskostnader. Målet er at de verdiene som beregnes skal kunne brukes i samfunnsøkonomiske analyser, relatert til flere av Kystverkets virksomhetsområder, inkludert forvaltningsplanarbeidet. Det gis ikke svar på alle detaljerte spørsmål omkring utforming, men en oversikt over en del viktige designvalg og avveininger.

Vi anbefaler å ta utgangspunkt i rammeverket for økosystemtjenester og så prioritere å gå videre med verdsetting av bruksverdier fra rekreasjon og ikke-bruksverdier fra bevaring av hav- og kyst (dvs. "havets testament"). Det er grunn til å tro at disse to kategoriene vil fange opp de viktigste økosystemtjenestene som vil gå tapt ved oljeutslipp, og at de kan verdsettes uten samtidig å risikere å "dobbelttelle" underliggende økosystemtjenester. Det er også et godt og grundig testet metodisk grunnlag internasjonalt for å verdsette disse tjenestene.

Den pragmatiske tilnærmingen vi anbefaler, å gjennomføre en eller flere lokale verdsettingsstudier i områder som har opplevd små til middels store utslipp, av typen Full City eller Godafoss. Her vil målet først og fremst være å undersøke tapte bruksverdier hos dem som bruker området til rekreasjon, dvs. kroner per tapt rekreasjonsdag per person for ulike aktiviteter. Videre anbefaler vi å gjennomføre en nasjonal (eller regional) undersøkelse som hovedsakelig beregner velferdstap for den regionale eller nasjonale befolkningen ved en eller flere større utslippshendelser som påvirker både bruks- og ikke-bruksverdier. For denne studien vil målet være å finne en eller flere anslag på betalingsvillighet per husstand for tiltak som reduserer sannsynligheten og/eller effekten av større utslipp.

Disse verdsettingsstudiene vil være egnet til å gi verdier for små, middels og større oljeutslipp med korresponderende miljøeffekter – for den gitte lokale eller nasjonale konteksten og for det tidspunktet studiene gjennomføres. Det bør imidlertid være et mål

at de lokale studiene utformes slik at de gir grunnlag for verdier som kan overføres over tid og til samfunnsøkonomiske vurderinger av tiltak på nye "beslutningssteder" der det ikke er gjennomført verdsettingsstudier. Det er ingen automatikk i at resultatene vil være anvendelige på denne måten. Valg av studiesteder og design av studiene må derfor vurderes nøye.

Siden studiene vi foreslår gir øyeblikksbilder av folks preferanser for å unngå oljeutslipp på et bestemt tidspunkt (og i bestemte områder), er det viktig ikke bare å ha i tankene et opplegg som kan bruke resultatene i en bredere sammenheng (dvs. verdioverføring), men også å se strategisk på behovet for periodisk datainnsamling over tid. For eksempel, kan det være gode grunner til å gjenta samme eller liknende studier over tid. Det kan også være gode grunner til å sørge for løpende datainnsamling av en type som vil lette gjennomføringen av nye studier. Rekreasjonstall, for eksempel, er svært nyttig informasjon for å bedømme verdien av bestemte områder.

Det kan også være viktig å vurdere muligheten for verdsetting av andre effekter når mer kunnskap blir tilgjengelig fra den naturvitenskapelige siden. For eksempel, er det trolig at genetiske ressurser vil bli viktige i fremtiden. Det kan også skje rask utvikling på den metodiske fronten, både med hensyn til verdsetting, og med tanke på hvordan en skal forstå, måle og benytte rammeverket for økosystemtjenester mer konkret i verdsettingsstudier.

## 1. Innledning

### 1.1 Bakgrunn

Fiskeri- og kystdepartementet stiller tydelige krav til gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser for ulike tiltak og prosjekter. I tillegg spiller samfunnsøkonomiske vurderinger en viktig rolle i arbeidet med forvaltningsplaner for norske kyst- og havområder.

Kystverket har tre virksomhetsområder, der samfunnsøkonomiske vurderinger kan være viktige; beredskap mot akutt forurensning, sjøsikkerhet og kystforvaltning. Disse har følgende hovedoppgaver:

- Beredskapsavdelingen arbeider med å forebygge og bekjempe akutt forurensning (bl.a. depot og teknisk utstyr, slepebåtberedskap, ulykkesoperasjoner og oppfølging av ulykkeshendelser).
- Sjøsikkerhetsavdelingen arbeider bl.a. med lostjeneste, sjøtrafikksentraler, regelverk for sjøtrafikk og seilingsleder.
- Kystforvaltningsavdelingen arbeider bl.a. med havne- og farvannsloven, forvaltning av sjøarealer og farleder, planlegging og gjennomføring av tiltak innenfor farleder og fiskerihavner.

Innenfor alle de tre virksomhetsområdene arbeider Kystverket med å øke sikkerheten for sjøtrafikken langs kysten. Vurdering av risikobildet er sentralt i alle utredninger og planprosesser, bl.a. ved bruk av los, utforming av regelverk for bruk av farleder ved dårlig vær, utbedring av farleder, dimensjonering av beredskap mot akutt forurensning, flytting av oljetrafikken ut fra norskekysten og så videre. Det er videre stor oppmerksomhet om å utforme strategier for overføring av gods fra vei til sjø, herunder å vurdere havneterminaler.

Innenfor de fleste områdene utarbeides det i dag ikke samfunnsøkonomiske analyser. Det gjøres imidlertid analyser knyttet til ulykkesfrekvenser og tilhørende miljørisiko, som gir viktig informasjon for samfunnsøkonomiske analyser.

De analyseverktøyene som er tilgjengelige for å gjøre samfunnsøkonomiske analyser, for eksempel Kystverkets egen veileder basert på Finansdepartementet (2005), er per i dag ufullstendige med hensyn til behandling av potensielt viktige effekter av Kystverkets tiltak og prosjekter for kulturminner, rekreasjon, biologisk mangfold og marine økosystemtjenester i bred forstand.

I de fleste samfunnsøkonomiske analyser som er gjennomført fram til nå, begrenses verdsettingen av miljøkonsekvensene til realøkonomiske kostnader, for eksempel kostnader ved oljevernaksjoner. Velferdsøkonomiske effekter som er vanskeligere å måle gjennom markedsvirkninger, er i liten grad verdsatt eksplisitt i kroner. I noen analyser håndteres slike effekter som ikke-prissatte virkninger, mens de i andre kun behandles kort kvalitativt og verbalt og ofte svært kortfattet. Det er kjent at sammenstilling av prissatte og ikke-prissatte effekter kan være utfordrende.

Miljøkonsekvensene kan gi opphav til tap av både bruks- og ikke-bruksverdier. Eksempler på miljøeffekter som representerer bruksverdier, er skade på naturområder og tilhørende tap ved bruk av arealer til rekreasjon og turisme (aktiviteter som fritidsfiske, jakt og fangst, tradisjonelt båtliv, turer i strandsonen, bading, dykking, vindsurfing og lignende, og opplevelsen av natur og landskap), skade på eiendommer (fastboende og hytteområder) og skade på dyreliv og fiskerier. Videre kan det være store såkalte ikke-bruks- eller eksistensverdier knyttet til miljøskader, det vil si velferdstap uavhengig av direkte menneskelig bruk.

Hvis ikke disse effektene verdsettes eller på annen måte håndteres på en konsistent måte, kan dagens praksis føre til en undervurdering av noen av disse effektene innenfor alle etatens virksomhetsområder. Mer konkret kan det for eksempel føre til systematisk underinvestering i tiltak som potensielt kan redusere sannsynligheten for og konsekvensene av større oljeutslipp langs kysten. Kystverket ønsker derfor å gjennomføre en forstudie med formål å vurdere hvordan en kan og bør behandle slike effekter.

## 1.2 Formål, spørsmål og avgrensning

Formålet med denne rapporten er å vurdere om det er effekter som det ikke tas hensyn til i Kystverkets analyseverktøy og i samfunnsøkonomiske analyser mer generelt, og hvordan disse eventuelt kan verdsettes i kroner eller håndteres på annen og mer konsistent måte i analysene.

Rapporten tar sikte på å besvare følgende hovedspørsmål:

- Hvilke miljøeffekter eksisterer som ikke håndteres og/eller verdsettes i samfunnsøkonomiske analyser?
- Hvordan bør evt. slike miljøeffekter håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?
- Hvordan bør effektene verdsettes, for eksempel ved bruk av verdioverføringsmetoder eller nye økonomiske verdsettingsstudier?
- Når er det tilstrekkelig å håndtere effekter som ikke-prissatt virkning, og hvilke miljøeffekter er mest relevante for dette?

Som nevnt har storparten av Kystverkets tiltak til hensikt å bedre sikkerheten langs kysten og dermed redusere risikoen for ulykker og akuttutslipp. Vi legger derfor hovedvekten på miljøeffekter knyttet til akuttutslipp av petroleumsprodukter. Vi gir imidlertid også en oversikt over "mulighetsområdet" knyttet til behandling og verdsetting av et bredere sett av effekter, for eksempel knyttet til kystlandskap og kulturminner (som for eksempel fyr).

Dagens samfunnsøkonomiske analyser foretar vanligvis heller ikke økonomiske verdsettinger knyttet til skade på havbruk og fiskerier, eller turistnæringen, selv om slike effekter i større grad kan måles ved markedspriser. Vi vil ikke gå spesielt inn på disse effektene i denne rapporten, da hovedutfordringen her ikke ligger i økonomisk verdsettingsmetodikk, men snarere i manglende kunnskap om hvordan utslipp vil påvirke fiskebestander eller turistadferd. Både i tilknytning til oljeutslipp og i andre sammenhenger som er relevante for Kystverkets beslutninger, er imidlertid effekter for eksempel for turisme og fiskerier svært aktuelle, og de analysene som gjøres i dag, er



ikke alltid egnet som grunnlag for samfunnsøkonomiske analyser. Det er derfor behov for videre arbeid med slike virkninger også, men det er ikke fokus for denne rapporten.

Realøkonomiske kostnader knyttet til akuttutslipp tas hensyn til i Kystverktes samfunnsøkonomiske analyser.<sup>1</sup> Denne rapporten omfatter derfor ikke slike kostnader.

Kystverkets veileder i samfunnsøkonomiske analyser (versjon fra 2007) skal etter planen revideres blant annet basert på anbefalingene i denne rapporten. Hovedfokus i rapporten er på analysemetodikken, men er ikke avgrenset utelukkende til Kystverket fordi sjøtransport også må ta hensyn til virksomhetsområder tilhørende andre fagetater (Sjøfartsdirektoratet, Oljedirektoratet og Petroleumstilsynet, Fiskeridirektoratet, Klima- og forurensningsdirektoratet og andre).

Til slutt er det grunn til å understreke at vi tar utgangspunkt i at behandlingen av miljøeffekter skal være konsistent med prinsippene for samfunnsøkonomiske analyser og behandles innenfor et slikt rammeverk. Det betyr at vi ikke vurderer beslutnings- og prosjektevalueringsverktøy<sup>2</sup> som er alternativer til samfunnsøkonomiske analyser. Videre betyr det at eventuell økonomisk verdsetting tar utgangspunkt i kjente metoder for verdsetting av fellesgoder basert på individuelle preferanser, og ikke alternativer til disse (for eksempel folks preferanser som samfunnsborgere eller ekspertvurderinger). Vi ser på metodikk for behandling av prissatte og ikke-prissatte effekter innenfor det samfunnsøkonomiske rammeverket som er veietablert i Norge og internasjonalt. For eksempel kan de vurderingene som gjøres av eksperter i en konsekvensvurdering være forskjellige fra hvordan den berørte befolkning ("folk flest") vil vurdere effektene, når de tenker på konsekvenser for egen velferd.

### 1.3 Hovedtilnærming og oversikt over rapporten

Rapporten tar i kapittel 2 utgangspunkt i en "scoping" av de fysiske hovedeffektene som er relevante for de hovedsektorer og etater som har potensiell kystpåvirkning, basert bl.a. på Kystverkets veileder og forvaltningsplaner for havområdene. Disse effektene blir satt i sammenheng med økosystemtjenestebegrepet, som er stadig mer fremtredende i internasjonal litteratur og forvaltning og i norsk forvaltningsplanarbeid. Ulike publikasjoner og metodiske tilnærminger bruker noe ulike ord for "effekter" på miljø og samfunn, som virkninger, konsekvenser osv. Her bruker vi i utgangspunktet de begrepene som benyttes i de ulike rapportene som omtales. For øvrig brukes begrepene virkning, effekt og konsekvens som synonymmer i vår diskusjon.

I kapittel 3 diskuterer vi hvordan ulike effekter kan vurderes og verdsettes i forskjellige sammenhenger. Vi vurderer metodikken i Kystverkets veileder, forvaltningsplanarbeidet og miljørisikoanalyser som er utarbeidet for Kystverket, samt verdsetting av økosystemtjenester, og trekker fram en del utfordringer knyttet til verdsetting av miljøvirkninger som følger av oljeutslipp. Sentralt for vurdering av effekter, er både størrelse på eventuelt utslipp, sårbarhet og unikheter av naturmiljøet som påvirkes og "størrelsen på markedet", dvs. antall mennesker som kan få et nyttetap av de skader

---

<sup>1</sup> Realøkonomiske kostnader omfatter bl.a. kostnader ved redningsoperasjoner, kostnader for berging av og tømning av skip (for farlig last), kostnader ved opprensning av oljeutslipp, kostnader ved skade på skip og last, samt kostnader ved at skip er ute av drift. Det finnes enhetskostnader på de fleste av disse komponentene i Kystverkets veileder, og disse vil bli oppdatert løpende i 2012 i forbindelse med utarbeiding av analyser av enkelttiltak.

<sup>2</sup> For eksempel multikriterieanalyse, flermålsbeslutningsanalyser og lignende.



som oppstår. Et annet sentralt element er tiden det vil ta før miljøet er tilbake i en tilstand "tilnærmet" lik den som var før et utslipp. I tillegg til å vurdere verdsetting av effekter, gjøres en kort vurdering med hensyn til hvordan effekter som det ikke er hensiktsmessig eller mulig å verdsette bør håndteres, dvs. metodikken for ikke-prissatte effekter.

I kapittel 4 gir vi en kort oversikt over de vanligste økonomiske verdsettingsmetodene og drøfter hvor egnet de er til å dekke de sentrale effektene på biologisk mangfold og økosystemtjenester av oljeutslipp. Vi konsentrerer oss spesielt om metoder som kan fange opp både bruks- og ikke-bruksverdier, og støtter oss på internasjonal litteratur og praksis. For eksempel, gir USEPA (2010) en grundig drøfting av de viktigste metodene i sin veiledning for samfunnsøkonomiske analyser av tiltak på miljøområdet.<sup>3</sup> Vi dekker både metoder som baserer seg på innsamling av nytt empirisk materiale (for eksempel gjennom spørreundersøkelser) og metoder som baserer seg på eksisterende litteratur, ved bruk av nytteoverføring. Den siste metoden er avhengig av at det finnes et tilstrekkelig antall studier av god kvalitet som verdsetter de effektene en er interessert i å vurdere. Kapitlet avsluttes med en oversikt over de viktigste stegene i en verdsettingsstudie som baserer seg på folks uttrykte preferanser, for eksempel ved bruk av spørreundersøkelser.

Relevant verdsettingslitteratur sammenstilles og drøftes i kapittel 5. Kapitlet er inndelt i eksempler og verdier for marine økosystemtjenester, studier som hovedsakelig ser på bruksverdier knyttet til rekreasjon, og bruks- og ikke-bruksverdier knyttet til et bredere sett med økosystemtjenester som påvirkes av oljeutslipp. Det gis en oversikt over hvilke enhetskostnader som er estimert (eller overført) i slike studier, og det skilles mellom studier som berører store utslipp fra tankskip og mindre alvorlige utslipp relatert til grunnstøting, kollisjon mv. for kystnær trafikk. Oversikten baserer seg bl.a. på Magnussen m.fl. (2010a,b) og Ibenholt m.fl. (2010), og er oppdatert med de nyeste studiene vi er kjent med. Kapitlet avsluttes med en vurdering av om eksisterende litteratur er tilstrekkelig til bruk ved verdioverføring.

Basert på diskusjonen i de foregående kapitlene, gir vi i kapittel 6 en vurdering av hvordan de viktigste miljøeffektene kan verdsettes og skisserer et mulig opplegg for nye empiriske verdsettingsstudier i Norge. Vi gir forslag både til gjennomføring av mindre verdsettingsstudier (der få effekter skal verdsettes) og større studier (der et bredere sett av økosystemtjenester verdsettes). I enkelte samfunnsøkonomiske analyser kan det være behov for å gjøre enklere/mindre verdsettinger av få effekter. Større verdsettingsstudier med mange og sammensatte/kompliserte effekter vil trolig bare kunne gjennomføres periodisk og i et tverretattlig samarbeid. Derfor er det viktig å utforme denne type studier slik at de kan ha anvendelse utover vurdering av ett enkelt tiltak (som for eksempel dimensjonering av beredskap). Det betyr at studiene bør utformes slik at verdsettingsresultatene (ved bruk av nærmere definerte kriterier) kan benyttes i ulike sammenhenger, dvs. at de kan overføres i tid og rom når effekter av nye tiltak skal vurderes i samfunnsøkonomiske analyser.

Kapittel 7 oppsummerer og gir overordnede anbefalinger med hensyn til hvordan de viktigste miljøeffektene bør håndteres i samfunnsøkonomiske analyser.

---

<sup>3</sup> USEPA (2009) gir anbefalinger rettet spesielt mot verdsetting av økosystemtjenester.

## 2. Miljøvirkninger som ikke verdsettes (prissettes) i samfunnsøkonomiske analyser – og ulik metodikk for systematisering og vurdering

### 2.1 Samfunnsøkonomiske analyser, totaløkonomisk verdi, prissatte og ikke-prissatte virkninger og økosystemtjenester

Hovedformålet med samfunnsøkonomiske analyser er å klarlegge, synliggjøre og systematisere konsekvensene av tiltak og reformer før beslutninger fattes (Finansdepartementet 2005).

I nyttekostnadsanalyser verdsettes alle effekter i kroner så langt det lar seg gjøre, og kroneverdiene benyttes til å veie betydningen av de ulike effektene mot hverandre. Hovedprinsippet for verdsetting, som vanligvis anvendes i nyttekostnadsanalyser, er at kroneverdien av en positiv effekt er lik det befolkningen er villig til å betale for å oppnå denne effekten (dvs. verdien av det de er villige til å oppgi av andre goder). Det at et tiltak er samfunnsøkonomisk lønnsomt betyr derfor at befolkningen til sammen er villig til å betale minst like mye som tiltaket koster.

Selv om målet er å verdsette flest mulig effekter i kroner, vil i mange tilfeller tiltakene som skal vurderes også ha effekter som ikke eller vanskelig kan verdsettes i kroner, eller effekter som ikke har "priser" som kan benyttes uten mer omfattende analyser for å fremskaffe disse prisene. Det kan være goder som kultur- og naturmiljø, biologisk mangfold, landskapsverdier, friluftsliv osv.

Finansdepartementet (2005) beskriver en metode for å systematisere slike virkninger som de kaller "ikke-prissatte virkninger". Deres fremstilling bygger i stor grad på beskrivelsen av håndtering av "ikke-prissatte virkninger" i Statens Vegvesens håndbok i konsekvensanalyser (Håndbok 140; Statens Vegvesen 2006). Det presiseres i begge at selv om det ikke skulle være mulig, eller ønskelig, å verdsette en virkning i kroner, bør en så langt som mulig forsøke å tallfeste virkningene i fysiske størrelser. Dersom *det* heller ikke lar seg gjøre, må en basere seg på verbale vurderinger, og metoden for ikke-prissatte virkninger er spesielt utformet med tanke på virkninger som heller ikke kan tallfestes i fysiske størrelser (men tilnærmingen kan benyttes for fysisk kvantifiserte effekter også).

Andre relevante metoder for vurdering av ikke-prissatte (miljø)virkninger finnes i forvaltningsplanarbeidet for havområdene og i de miljørisikoanalysene som utarbeides for Kystverket.

Det tradisjonelle verdibegrepet i samfunnsøkonomiske analyser er den totale samfunnsøkonomiske verdien ("Total Economic Value" - TEV). Den totale samfunnsøkonomiske verdien består av både bruksverdier (direkte og indirekte bruksverdi pluss opsjonsverdi) og ikke-bruksverdier. TEV er definert som summen av folks betalingsvillighet for å oppnå en positiv endring i kvalitet eller kvantitet av et miljøgode eller strøm av økosystemtjenester (eller betalingsvillighet for å unngå en negativ endring). Det er *endringen* som følge av et tiltak eller et prosjekt som verdsettes og inkluderes i samfunnsøkonomiske analyser, ikke den totale verdien av godet i seg selv.

I de senere årene har begreper som "økosystemtjenester", verdsetting av økosystemtjenester og "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB)<sup>4</sup> blitt stadig mer benyttet for å beskrive verdien av miljøgoder og den økonomiske betydningen av å bevare eller forbedre miljøkvaliteten bl.a. i havområdene.

Vi vil beskrive nærmere hva som menes med økosystemtjenester og verdsetting av økosystemtjenester senere i dette kapittelet (avsnitt 2.5.). Men først vil vi gi en kort oversikt over de øvrige vurderingsmetodene som benyttes for ikke-prissatte virkninger i henholdsvis Kystverkets veileder, forvaltningsplanarbeidet og miljørisikanalyser som utarbeides for Kystverket. Vi vil senere komme tilbake til hvordan disse ulike begrepene og "konseptene" kan benyttes i vurderingen av ikke-prissatte effekter.

## 2.2 Kort oversikt over prissatte og ikke- prissatte effekter i Kystverkets veileder i samfunnsøkonomiske analyser

Kystverket utga i mars 2007 sin første offisielle veileder i samfunnsøkonomiske analyser (Kystverket 2007). Veilederen inneholder retningslinjer og metodikk for utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. Innholdet i veilederen bygger på og er i stor grad konsistent med tilsvarende metoder som benyttes av de andre transportetatene. Veilederen følger anbefalinger fra Finansdepartementet (Finansdepartementet 2005) og trekker på Jernbaneverkets og Statens Vegvesens metodehåndbøker (Jernbaneverket 2006; Statens Vegvesen 2006). Som det heter i forordet er dette den første versjonen for Kystverket, og det er planer om å revidere veilederen i løpet av de nærmeste 1-2 årene.

Samfunnsøkonomiske analyser og Kystverkets veileder legger i utgangspunktet opp til at "alle virkninger" av et tiltak skal kartlegges, og om mulig kvantifiseres og verdsettes. I praksis er imidlertid virkningene delt opp i "prissatte" og "ikke-prissatte" virkninger. De prissatte virkningene i Kystverkets veileder er i hovedsak de som kalles realøkonomiske kostnader (jf. avsnitt 1.3) som bl.a. omfatter kostnader til redningsaksjoner, berging av skip, opprensing osv. Men i tillegg er ulykker, som også har en velferdseffekt (i tillegg til materiellkostnader), støy og luftforurensning inkludert blant de prissatte effektene. Disse virkningene verdsettes i kroner, og for eksempel for ulykkeskostnader, støy og luftforurensning er det utarbeidet enhetskostnader for alle transportetatene (i tillegg til Kystverket, er det Vegdirektoratet, Jernbaneverket, og Avinor) som benyttes. Miljøkostnader ved utslipp til luft kan for eksempel beregnes ved å benytte enhetspriser i form av kroner per kg utslipp multiplisert med utslippene/utslippsendringen målt i kg.

De ikke-prissatte virkningene som nevnes spesielt i Kystverkets veileder er:

- Landskapsmiljø
  - Naturmiljø, inkludert biologisk mangfold
  - Kulturmiljø
  - Friluftsliv
  - Fiskeri- og akvakulturinteresser
- 
- For hver ikke-prissatt virkning (fagtema) som skal utredes, gjøres det en vurdering som inkluderer begrepene verdi, omfang og konsekvens, der: **verdi**

---

<sup>4</sup> Se [www.teebweb.org](http://www.teebweb.org) for en beskrivelse av TEEB-prosjektet.

som uttrykker en vurdering av hvor verdifullt et område/miljø som påvirkes av tiltaket, er

- **omfang** som uttrykker en vurdering av hvilke endringer tiltaket antas å medføre for de ulike områdene/miljøene, og graden av endring
- **konsekvens** som uttrykker en avveining mellom fordeler og ulemper et definert tiltak vil medføre, og er et resultat av vurderingen av verdi og omfang.

For å illustrere metodikken slik den er tenkt anvendt på Kystverkets område gjengir vi i Tabell 2.1 og 2.2 kriteriene som skal legges til grunn for å vurdere om et område eller en forekomst har henholdsvis liten, middels eller stor verdi, og hvilket omfang et visst tiltak vil ha for naturmiljøet.

**Tabell 2.1 Kriterier for vurdering av naturmiljøets verdi er delt inn i liten, middels og stor.**

	Liten verdi	Middels verdi	Stor verdi
Biologisk mangfold, jf. håndbøker for kartlegging av naturtyper (DN), samt rødlistearter.	Naturområder med biologisk mangfold som er representativt for distriktet.  Ingen rødlistearter.	Registrerte naturtyper eller vegetasjonstyper i verdikategori B eller C for biologisk mangfold.  Leveområder for arter i kategoriene: Hensynskrevende eller bør overvåkes.  Leverområder for arter oppført i den fylkesvise rødlisten.	Registrerte naturtyper eller vegetasjonstyper i verdikategori A for biologisk mangfold.  Leveområder for arter i kategoriene: Direkte truet, sårbar eller sjelden.  Områder vernet etter naturvernloven.

Kilde: Kystverket (2007)

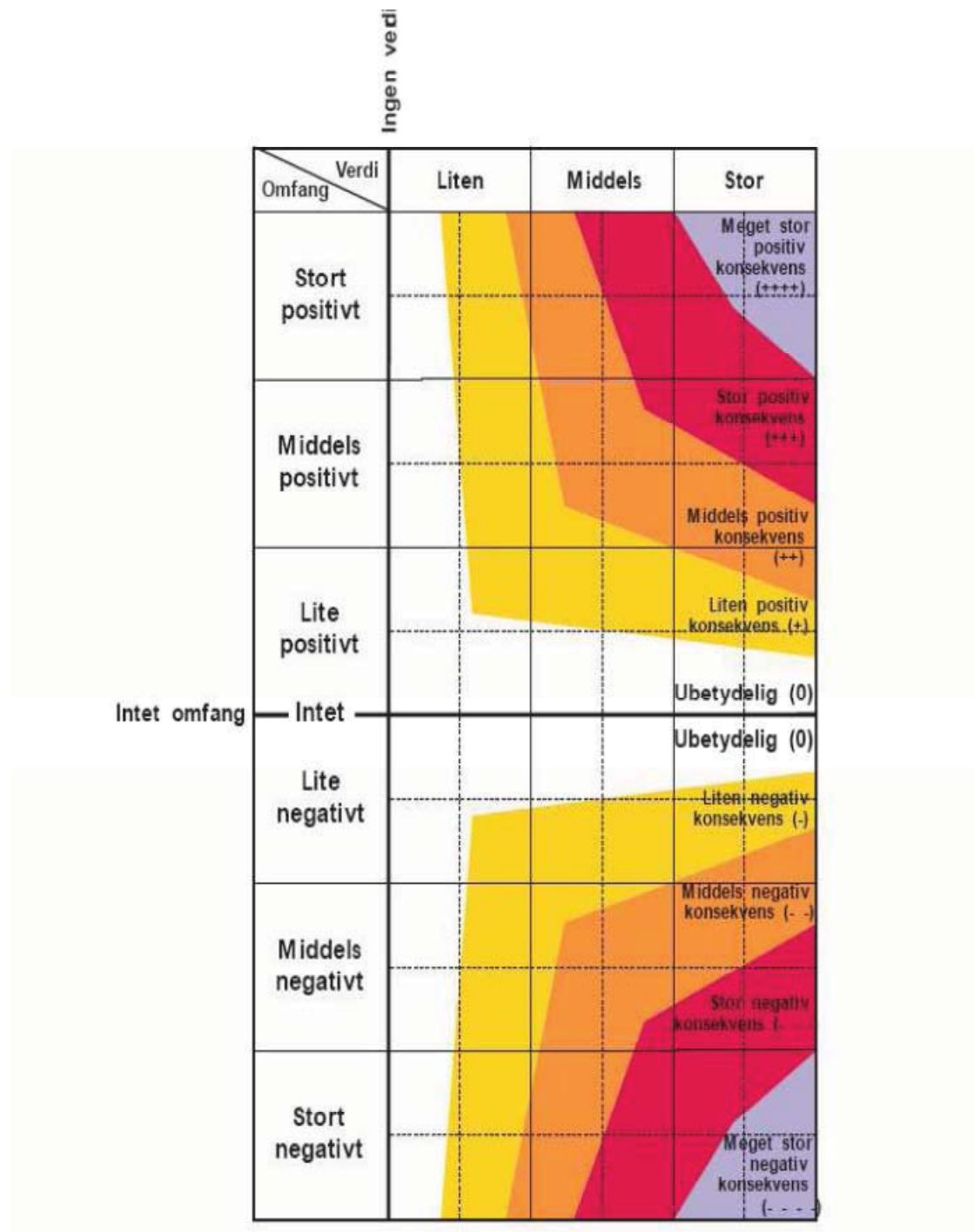
**Tabell 2.2 Kriterier for å vurdere tiltakets omfang for naturmiljøet.**

	Stort positivt omfang	Middels positivt omfang	Lite/intet omfang	Middels negativt omfang	Stort negativt omfang
Biologisk mangfold	Tiltaket vil i stor grad øke det biologiske mangfoldet eller forekomst av arter eller bedre deres vekst- og levevilkår.	Tiltaket vil øke det biologiske mangfoldet eller forekomst av arter eller bedre deres vekst- og levevilkår.	Tiltaket vil stort sett ikke påvirke det biologiske mangfoldet eller forekomst av arter eller deres vekst- og levevilkår.	Tiltaket vil i noen grad redusere det biologiske mangfoldet eller forekomst av arter eller forringe deres vekst- og levevilkår.	Tiltaket vil i stor grad redusere det biologiske mangfoldet eller fjerne forekomst av arter eller ødelegge deres vekst- og levevilkår.

Kilde: Kystverket (2007).

Konsekvens vurderes ved å sammenholde verdi og omfang. Viften som er vist i Figur 2.1 er en matrise som angir aktuell konsekvens gitt verdi og omfang. Konsekvensen angis med en 9-delt skala fra meget stor positiv konsekvens (++++) til meget stor negativ konsekvens (----), der 0 angir ubetydelig konsekvens.

**Figur 2.1** Konsekvensviften viser hvordan verdi skal sees i sammenheng med omfang for å komme fram til konsekvens av tiltaket.



Kilde: Kystverket (2007), som oppgir Statens Vegvesen (2006) som kilde.

Konsekvensgraden fastsettes for hver ikke-prissatt konsekvens (som er relevant for det aktuelle tiltaket), og en oppsummering for ikke-prissatte konsekvenser kan for



eksempel gis i en tabell der konsekvensgraden for de ulike temaene og for eventuelle ulike alternativ gjengis.

For sammenstilling av tiltakets samfunnsøkonomiske resultat er det lagt opp til en trinnvis prosess der en først sammenstiller prissatte virkninger, deretter de ikke-prissatte virkningene og så sammenstiller prissatte og ikke-prissatte virkninger til slutt.

### **2.3 Utredning av miljømessige konsekvenser i forvaltningsplanarbeidet for havområdene**

Arbeidet med forvaltningsplaner for havområdene er også viktig for Kystverkets arbeid med samfunnsøkonomiske analyser og vurdering og verdsetting av miljøeffekter.

Det er for tiden (årsskiftet 2011/2012) i gang en prosess for å etablere en helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. På samme måte er det tidligere utarbeidet forvaltningsplaner for henholdsvis Norskehavet og Barentshavet – Lofoten. Målet med forvaltningsplanarbeidet er å etablere rammebetingelser som gjør det mulig å balansere næringsinteresser knyttet til fiskeri, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet innenfor rammene av en bærekraftig utvikling. Forvaltningsplanen skal baseres på kunnskap om konsekvenser som kan påvirke miljøtilstanden, ressursgrunlaget, samfunnsforhold og/eller mulighetene til å utøve næringsaktivitet i havområdet. Først og fremst gjelder dette mulige effekter av næringsaktivitet knyttet til havområdet (petroleumsvirksomhet, fornybar energiproduksjon, fiskeri inkludert havbruk, og skipstrafikk), land- og kystbasert aktivitet, samt effekter av klima, havforsuring og langtransportert forurensning. Det utarbeides parallelle utredninger for de ulike sektorene, som samlet skal gi grunnlag for å se på konsekvenser av den totale påvirkning på Nordsjøen og Skagerrak.

I forbindelse med dette arbeidet er det også nedsatt en arbeidsgruppe som skal legge fram et forslag til metodikk for sammenstilling av påvirkninger og konsekvenser (og samvirkende effekter mellom disse). Metodikken skal sikre at konsekvensene spesielt belyses for de særlig verdifulle områdene som identifiseres i en egen rapport, "arealrapporten" som viser verdifulle områder kartfestet. Arbeidsgruppens arbeid ble avgrenset til metodikk for vurdering av samlet påvirkning og samlede miljømessige konsekvenser mens samfunnmessige konsekvenser skal håndteres av en egen arbeidsgruppe. Arbeidsgruppen som skal vurdere samfunnmessige konsekvenser har ikke levert arbeid når denne rapporten skrives, men arbeidsgruppen for metodikk for samlet vurdering av miljømessige konsekvenser la fram sitt forslag i form av et notat datert 24.3.2011 (Faggruppen for Nordsjøen 2011).

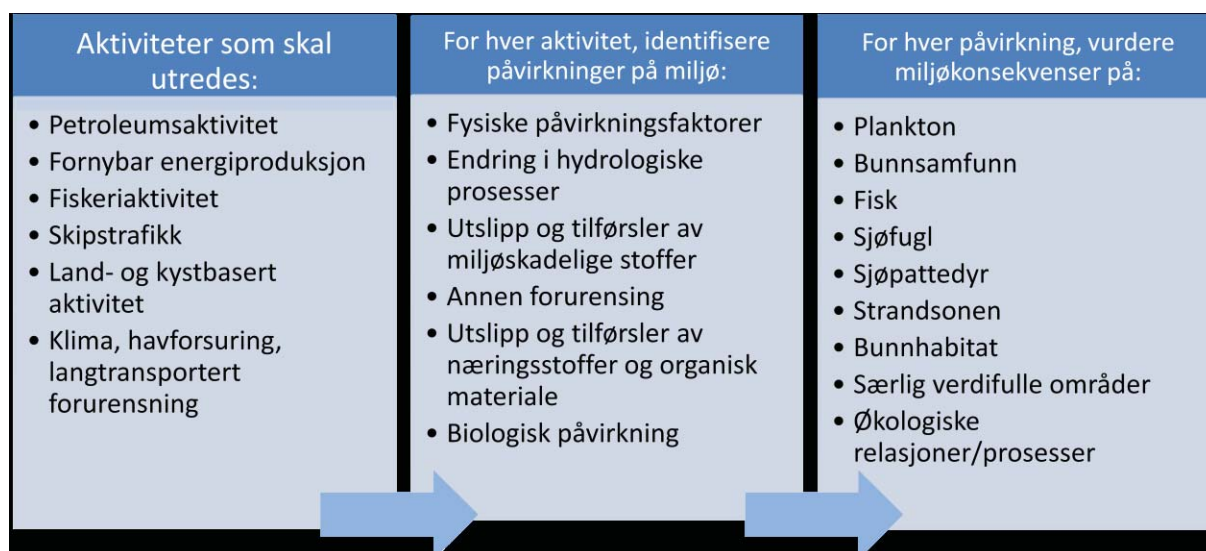
Siden miljømessige konsekvenser er en viktig del av konsekvensene vi er opptatt av i denne rapporten, vil vi gjengi hovedtrekkene i arbeidsgruppens forslag i det følgende.

Metodikken som foreslås for Nordsjøen er videreutviklet basert på det som ble startet opp i forbindelse med forvaltningsplanen for Barentshavet og ble ført videre i forvaltningsplanen for Norskehavet. For Nordsjøen har arbeidsgruppen også vurdert muligheter for samordning med internasjonal utvikling av metodikk for vurdering av samlet belastning, men konkluderte med at de internasjonale fora som jobber med tilsvarende metodikk (som havstrategidirektivet, HELCOM, OSPAR, ICES m.fl.) ikke har noen ferdig metodikk eller verktøy. Gruppen skriver imidlertid at den har hentet inspirasjon fra arbeidet i en del av disse foraene bl.a. med hensyn til systematisering av

påvirkningsfaktorer og vurdering av arealpåvirkning. Gruppen understreker at "Det bør være en så tett sammenheng mellom det praktiske arbeidet med forvaltningsplaner for norske havområder, og den mer teoretiske utviklingen av metodikken for økosystembasert forvaltning som pågår internasjonalt som mulig." (Ibid, side 7).

I program for utredning av konsekvenser "Del I: Felles mal for utredning av miljømessige konsekvenser" (fellesdelen) er det beskrevet en felles metodikk som skal benyttes så langt mulig i utredning av konsekvenser i de ulike sektorutredningene. I fellesdelen blir det gitt noen føringer for hvordan påvirkningsfaktorer skal grupperes og en oversikt over felles utredningstemaer, som skal benyttes så langt det er relevant, for utredning av effekter og miljøkonsekvenser (se Figur 2.2, som er gjengitt fra Faggruppen for Nordsjøen 2011).

**Figur 2.2 Oversikt over hvilke aktiviteter som skal utredes og hvordan påvirkningsfaktorer skal grupperes og brukes opp mot felles utredningstemaer for utredning av effekter og miljøkonsekvenser.**



Kilde: Faggruppen for Nordsjøen (2011).

Sektorutredningene skal beskrive type og omfang av sektorens påvirkning, med utgangspunkt i grupperingen som er angitt i tabellen nedenfor (gjengitt fra Faggruppen for Nordsjøen 2011), men slik at den enkelte sektor kan supplere og spesifisere for å dekke sektorens aktivitet.

Det er etablert felles utredningstemaer for biologisk miljø som skal behandles i alle sektorutredningene. Dette inkluderer plankton, bunnsamfunn, fisk, sjøfugl, sjøpattedyr, strandsonen, verdifulle områder og økologiske relasjoner/prosesser, jf. Tabell 2.3 nedenfor.

**Tabell 2.3 Felles utredningstemaer og undertemaer som grunnlag for detaljeringsnivået for sektorrapportene for miljøstatus.**



1	Utredningstema	Undertema
Biologisk miljø	Plankton	Planteplankton
		Dyreplankton
		Fiskeegg
		Larver
	Bunnsamfunn	Korallrev
		Svamp
		Dyphavsreke
		Andre bunnsamfunn i og på bunnen
	Fisk	Tobis
		Øyepål
		Sei
		Sild
		Torsk
		Makrell
		Rødspette
	Sjøfugl	<i>Pelagisk dykkende fugl:</i> Lomvi (hele året) Alke (hele året) Alkekonge(vinter)
		<i>Kystnært overflatebeitende:</i> Krykkje Gråmåke Sildemåke Toppskarv Storskarv <i>Bentisk dykkende fugl:</i> Ærfugl
	Sjøpattedyr	Havert
		Nise
	Strandsonen	Undervannseng
		Strandeng
		Tangvoll
		Tare
Annet	Bunnhabitat	
	Særlig verdifulle områder	Enkeltområder som angitt i arealrapporten
	Økologiske relasjoner/prosesser	Deler av eller hele økosystemet, essensielle prosesser

Kilde: Faggruppen for Nordsjøen (2011).

Miljøkonsekvensene skal beskrives for fire situasjoner:

- dagens aktivitetsnivå (2009)
- fremtidsbilde (2030)
- aktuelle uhellssituasjoner i dagens aktivitetsnivå
- aktuelle uhellssituasjoner i fremtidsbildet

Sektorutredningene skal vurdere de samme utredningstemaene som beskrevet over, men metodikk for analyse og konsekvensvurdering vil variere mellom sektorene, ut fra hva som er vanlig praksis innen de ulike sektorene. Det antas at sektorutredningene vil vurdere konsekvenser både kvantitativt med tallfesting og detaljert metodikk og ved hjelp av rent kvalitative vurderinger.

For å gjennomføre en samlet vurdering av påvirkninger og konsekvenser fra alle sektorer, foreslås det hvordan konsekvenser bør beskrives i alle sektorutredningene. Det foreslås at en først beskriver hvorvidt det er påvisbare forurensninger/-konsekvenser eller ei, eller eventuelt om konsekvenser er ukjente. I de tilfellene der det er påvisbare konsekvenser, skal eksponering og miljøkonsekvens så langt som mulig dokumenteres og begrunnes, herunder nivåer og effekter av forurensning. Til slutt bør det gjøres en vurdering av alvorlighetsgraden av alle identifiserte miljøkonsekvenser så langt det er faglig mulig, som innspill til videre sammenstilling av påvirkninger og konsekvenser. Nedenfor har vi gjengitt den informasjon som ønskes rapportert fra sektorutredningene og tre støttetabeller som er anbefalt brukt som oppslag og veiledning i arbeidet (se Tabeller 2.4-2.6).

**Tabell 2.4    Trinn 1 - Tabellen synliggjør hvordan vurderingen av henholdsvis påvisbare/ikke påvisbare og ukjente konsekvenser for de ulike påvirkningsfaktorene ønskes vurdert.**

Gruppering av påvirkningsfaktorer	Typer påvirkningsfaktorer (som angitt i de enkelte sektorutredninger)	Påvisbar konsekvens - dokumentert	Ikke påvisbar konsekvens - dokumentert	Ukjent konsekvens	Referanser
Fysisk påvirkning på havbunnen					
Andre fysiske påvirkningsfaktorer					
Endring i hydrologiske prosesser					
Utslipp og tilførsler av miljøskadelige stoff					
Annen forurensning					
Utslipp og tilførsler av næringsstoff og organisk materiale					
Biologisk påvirkning					

Kilde: Gjengitt fra Faggruppen for Nordsjøen (2011), tabell 1.

**Tabell 2.5    Trinn 2 - Støttetabell til bruk ved beskrivelse av påvirkning og miljøkonsekvens knyttet til den enkelte påvirkningsfaktor.**

TYPE PÅVIRKNINGSFAKTORER DOKUMENTERES:	
Eksponering / påvirkning Beskrivelse av varighet og omfang av eksponeringen / påvirkningen fra den gitte påvirkningsfaktor	
Varighet og intensitet av påvirkningen (tid angis)	Usikkerhet
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permanent / kontinuerlig</li> <li>- Dager</li> <li>- Uker</li> <li>- Måneder</li> <li>- År (avhengig av generasjonstid)</li> <li>- For forurensning: beskrive omfang (varighet og intensitet, nivå/konsentrasjoner i vann, sediment, luft)</li> </ul>	
Omfang fysisk påvirkning (areal påvirket angis)	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Område påvirket (m/m<sup>2</sup>, km/km<sup>2</sup>, hele områder).</li> <li>- Andel av planområde påvirket (km/km<sup>2</sup>, andel av område, hele området påvirket)</li> <li>- For forurensning: beskrive eks. lokalisering, fordeling, spredning</li> </ul>	
Omfang av biologiske påvirkning / eksponering	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Enkeltindivid, bestand, årsklasse, system (eks. som andel berørt, reduksjon i reproduksjon, reduksjon i overlevelse)</li> <li>Hele bestander, systemer påvirket</li> </ul>	
Andre relevante kriterier / tilleggskriterier	
Miljøkonsekvens Type og omfang av miljøkonsekvens: Under denne sorterer forventet miljøkonsekvens gitt ved eksponering fra den identifiserte påvirkningen (som etterspurt i kolonnen over)	
Type miljøkonsekvens	Usikkerhet
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bioakkumulering</li> <li>- Fysiologisk skade</li> <li>- Reproduksjonsskade / hormonskade</li> <li>- Sykdom, død</li> <li>- Beskattbare arter skal også omtales i forhold til bærekraft der slik informasjon foreligger</li> <li>- Direkte effekter</li> <li>- Indirekte effekter; skade / skadenivå som følge av annen økosystempåvirkning</li> </ul>	

Kilde: Faggruppen for Nordsjøen 2011, tabell 2.

Ved angivelse av alvorlighetsgrad er det ønskelig at en gradering med henholdsvis stor, middels og lav benyttes, slik som foreslått i tabell 2.6. Det er ønskelig at sektorutredningene forholder seg til felles skalaer for slik rapportering for de ulike utredningstemaene. De grensegangene som benyttes i vurderingene, må klart komme

fram i sektorutredningene, fordi dette er viktig informasjon for videre sammenstillinger av konsekvenser. Denne graderingen benyttes for de tilfellene der det for en aktivitet er avdekket påvirkning / miljøkonsekvens.

**Tabell 2.6 Kriterier for angivelse av alvorlighetsgrad som henholdsvis stor, middels eller lav**

Stor påvirkning eller konsekvens	Middels påvirkning eller konsekvens	Liten påvirkning eller konsekvens	Usikkerhet
Grenser som benyttes må tydeliggjøres for: - Forurensningspåvirkning av en langsiktig varighet - Påvirkning på art / bestand / område /habitat - Økosystemprosesser	Grenser som benyttes må tydeliggjøres for: - Forurensningspåvirkning av en viss varighet - Påvirkning på art / bestand / område / habitat - Økosystemprosesser	Grenser som benyttes må tydeliggjøres for: - Forurensningspåvirkning - Påvirkning på art / bestand / område /habitat - Økosystemprosesser	

Kilde: Faggruppen for Nordsjøen (2011), tabell 3

Metodikken som foreslås for sammenstilling av påvirkninger og konsekvenser i Nordsjøen består av tre trinn:

- 1) Statusbeskrivelse for miljøtilstanden
- 2) Samlet vurdering av resultatene fra sektorutredningene
  - a) Sammenstilling av påvirkninger
  - b) Sammenstilling av konsekvenser
- 3) Samlede vurderinger av konsekvenser basert på 1) og 2).

Arbeidsgruppen vurderte spesielt håndtering av risiko for akutt oljeforurensning. Ved rapportering av mulige miljøkonsekvenser knyttet til eventuelle uhellsutslipp anbefales det at en bruker samme tilnærming som beskrevet over.

Det er også nedsatt en arbeidsgruppe som skal vurdere kunnskapsgrunnlag om verdiskaping og samfunnsmessige forhold, men den har som nevnt ikke kommet med leveranser foreløpig (per januar 2012). I mandatet heter det at hensikten med analysen utvalget skal utarbeide er å synliggjøre hvilken betydning havområdet har for næringer og samfunn. Arbeidet skal bl.a. inkludere en oversikt over relevante økosystemtjenester. Rapporten skal så langt det er mulig beskrive og vurdere økosystemenes direkte og indirekte betydning for samfunnets velferd. Der det er mulig og hensiktsmessig skal også verdianslag benyttes. Dette arbeidet vil ikke bli ferdigstilt før i 2012. Dette er nybrottsarbeid fordi det ikke er gjort tilsvarende for de tidligere forvaltningsplanene for Norskehavet og Barentshavet – Lofoten.

## 2.4 Vurdering av miljørisiko ved akutt oljeforurensning fra skipstrafikk

Kystverket har gitt Det Norske Veritas (DNV) i oppgave å lage en metode for å kartlegge miljørisikoen ved uhellsutslipp av olje fra skipstrafikken langs kysten av fastlands-

Norge. Metoden skal videre kunne benyttes som grunnlag for en oppdatert beredskapsanalyse. Rapporten har beregnet sannsynlighet for akutt forurensning fra skipstrafikk langs fastlands-Norge basert på trafikkdata og sannsynlighet for uhellsutslipp av bunkersolje, råolje og raffinerte oljeprodukter innenfor ulike volumkategorier (DNV 2011). I tillegg er det laget trafikkprognoser for 2025 der en også har sett på effekten av tiltak som kan redusere sannsynligheten for uhell, som trafikkseparasjon og slepebåtberedskap.

Det mest interessante i vår sammenheng er imidlertid at de har benyttet data fra kartleggingen Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Havforskningsinstituttet (HI) og Norsk polarinstitutt (NP) er i ferd med å utvikle knyttet til forvaltningsplanarbeidet, for å fastsette miljøverdier og sårbarhet langs hele norskekysten. Naturverdiene tillegges det som kalles en miljøverdi (som er en naturfaglig verddivurdering, ikke en verdifastsettelse i samfunnsøkonomisk forstand) og en sårbarhet for ulike påvirkninger som akutte oljeutslipp, fysiske forstyrrelser osv. Fordi arbeidet med miljøverdier og sårbarhet ikke er ferdigstilt, er bare miljøverdiene benyttet i DNVs arbeid så langt (DNV 2011). De såkalte ressursgruppene det er utarbeidet miljøverddivurdering for er sjøfugl, marine pattedyr, fisk og strand/kystsoner.

Utgangspunktet for DNVs analyse av miljørisiko er sannsynlighet for ulike typer utslipp ulike steder langs kysten, basert på oversikt over trafikkbildet langs norskekysten. Studien har som formål å identifisere områder langs kysten av fastlands-Norge der risikoen for skade på miljø og miljøressurser som følge av et oljeutslipp fra skip er spesielt stor. De ulike utslippskategoriene som er identifisert, har ulikt skadepotensial for ulike naturressurser, som DNV har skilt ved å se på ressurser i vannsøylen (fisk) og ressurser som kan skades som følge av olje på sjøoverflaten (sjøfugl, sjøpattedyr og strandhabitater). Den samlede skaden som påføres naturmiljøet, er avhengig av type og mengde olje, slik at bruken av utslippskategoriene er et godt utgangspunkt for å si noe om skadepotensial. Miljøet og naturressursenes sårbarhet vil imidlertid variere i tid og rom som følge av variasjon i ressursenes utbredelse og deres følsomhet for oljepåvirkning i ulike perioder og/eller livsstadier. Den faktiske konsekvensen for naturmiljøet vil derfor variere med tid og sted, selv om skadepotensialet for et utslipp kan være gitt av utslippstype og -mengde.

Sannsynligheten for gitte utslippskategorier (type og volum) vil i sin tur gi et skadepotensial som beskriver ulik konsekvens i forskjellige kystsegmenter gjennom året, justert med hensyn til miljøressursenes sårbarhet. Basert på dette, defineres miljørisiko som sannsynligheten for ulike miljøkonsekvenser (konsekvensklasser) og kan angis med sannsynlighet per år (dvs. hvor sannsynlig det er at denne konsekvensen inntreffer i løpet av et år innenfor et kystsegment). En kan da også angi hvor mange år som forventes mellom hver hendelse med en viss konsekvens. Én prosent sannsynlighet per år betyr da at en kan forvente en slik hendelse hvert hundrede år. Metodikken gir i følge DNV (2011) i hovedsak et uttrykk for variasjoner i miljørisiko langs kysten som følge av sannsynligheten for ulike typer utslippskategorier og mengder, og ulik alvorlighetsgrad i konsekvenser, og er mindre egnet til å se på enkelthendelser.

## 2.5 Økosystemtjenester

I den senere tid har en i økende grad benyttet begrepet økosystemtjenester for å beskrive og vurdere velferdseffekter knyttet til endringer i blant annet havmiljø. Siden dette er et relativt nytt - og presumptivt svært relevant begrep for videre arbeid, vil vi gi en relativt fyldig beskrivelse av begrepet og dets mulige anvendelser.

### *Hva menes med økosystemtjenester?*

Med "økosystemtjenester" mener vi de godene fra økosystemene som gir oss mennesker nytte.<sup>5</sup> Naturen blir sett i et menneskelig perspektiv, men med utgangspunkt i en økosystembasert tankegang. I en slik sammenheng er nytte svært vidt definert. Nyttan kan være materiell eller immateriell, og kan for eksempel inneholde elementer av altruisme både nå og for fremtiden. Økosystemtjenester er nå et allment brukt begrep blant annet i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), i TEEB ("The Economics of Ecosystems and Biodiversity")-arbeidet og i forvaltningsplaner for norske havområder.

Før vi gir en nærmere beskrivelse av de ulike økosystemtjenestene, kan det være nyttig å definere noen vanlig brukte begreper og plassere disse i forhold til hverandre. En slik beskrivelse er gitt i Boks 2.1. En illustrasjon av sammenhengen mellom økosystemer, biodiversitet og økosystemtjenester er vist i Figur 2.3.

### **Boks 2.1      Definisjon av begreper knyttet til økosystemtjenester**

#### **Definisjon av noen vanlig brukte begreper og plassering av begrepene i forhold til hverandre:**

Biologisk mangfold eller biodiversitet er variasjonen av livsformer, gjerne inndelt i tre nivåer: gener, arter og økosystemer, i et bestemt geografisk område, eller hele jordkloden.

Et økosystem er et system der levende organismer og ikke-levende elementer – som fjell, vann, jordsmonn – inngår i bestemte funksjoner innen et bestemt område. Et økosystem kan defineres på ulike nivåer. I prinsippet vil vi ønske å avgrense økosystemet slik at det er sterk interaksjon innad i systemet, og svak interaksjon med områdene utenfor systemets grenser.

Funksjoner kan defineres som prosesser i økosystemene, som (utgjør eller) danner grunnlaget for økosystemtjenester.

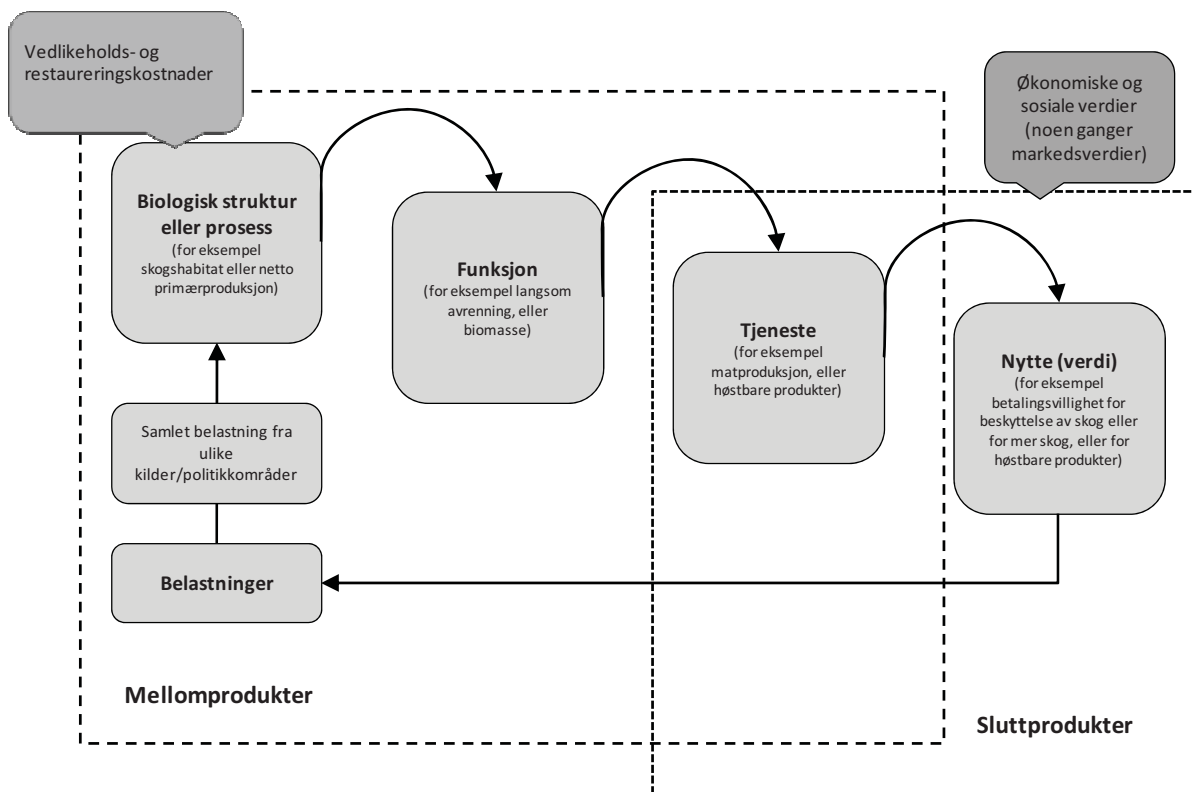
Økosystemtjenester kan defineres som varer, tjenester og funksjoner i økosystemet som gir menneskene nytte. Begrepet favner et vidt spekter – fra produkter til immaterielle tjenester, fra synlige til usynlige. Fra tidligere er begrepet "miljøgoder" mye brukt i samfunnsøkonomien, med tilnærmet den samme betydningen.

Figur 2.3 illustrerer sammenhengene mellom de grunnleggende biologiske strukturer og prosesser, funksjonene disse har og de tjenestene som danner grunnlag for vår velferd og velvære. Sammenhengen mellom biologisk mangfold, som det ofte er knyttet konkrete miljøpolitiske målsetninger til, og økosystemtjenester i rammeverket til MEA/TEEB er noe uklar og mye diskutert. En kan se på biologisk mangfold som en komponent som (på komplekse måter) understøtter økosystemprosesser, som en endelig økosystemtjeneste og som et gode som kan verdsettes i seg selv (gjernes plassert som en del av de kulturelle økosystemtjenestene, se nedenfor) (Mace m.fl. 2011).

<sup>5</sup> Beskrivelsen i dette kapittelet bygger på Magnussen m. fl. (2010b).



**Figur 2.3 Sammenheng mellom biodiversitet og økosystemtjenester**



Kilde: Tilpasset fra: Roy Haines-Young, presented by J-L Weber, the Global Loss of Biological Diversity, 5-6. mars 2008, Brussel; gjengitt i TEEB (2008). Her hentet fra Magnussen m.fl. (2010b) som har oversatt figurteksten til norsk.

Figuren illustrerer også at økosystemer og biodiversitet, eller beholdningen, er utsatt for diverse påvirkninger og trusler som kan føre til at kapitalen reduseres – og dermed reduseres også de årlige strømmene av tjenester. Disse påvirkningene avhenger av menneskelige beslutninger, jf. boksen nederst til venstre i figuren.

***Produserende, kulturelle, regulerende og støttende økosystemtjenester og menneskers velferd***

Grupperingen av økosystemtjenester i denne rapporten følger inndelingen i MEA, som fortsatt er den mest brukte (mange av de alternative inndelingene representerer større eller mindre justeringen av denne). MEA deler økosystemtjenester i fire grupper: Produserende, kulturelle, regulerende og støttende økosystemtjenester. En oversikt er gitt i Boks 2.2 nedenfor.

## Boks 2.2 Inndeling av økosystemtjenester og eksempler

**Produserende tjenester, dvs.** de produktene mennesker får fra økosystemer. Fisk, skalldyr, råvarer til industri og genetiske ressurser er eksempler.

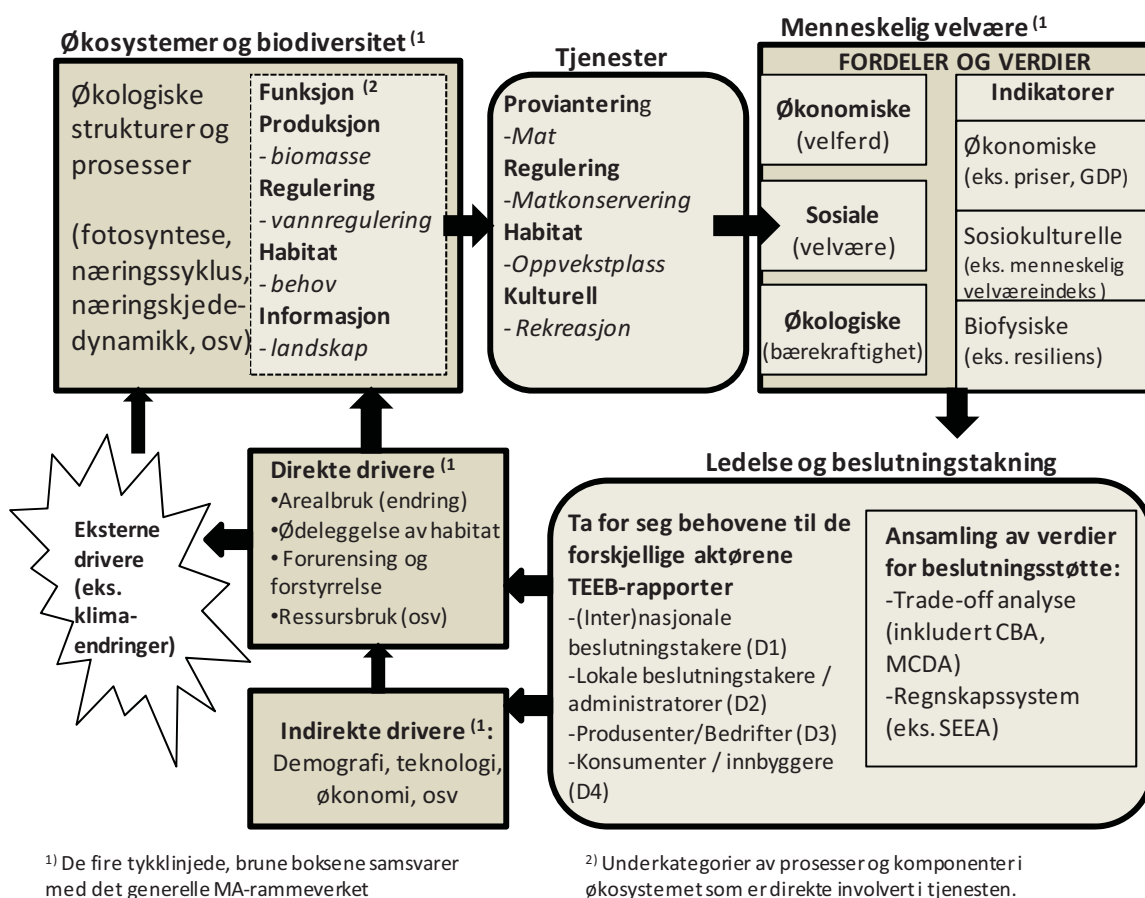
**Kulturelle tjenester** gir folk nytte i form av rekreasjon, turisme, estetiske opplevelser, utdanning og forskning, følelse av tilknytning og identitet.

**Regulerende tjenester, dvs.** tjenester som regulering av klimaet, rensing av vann, erosjonskontroll og regulering av sykdommer.

**Støttende tjenester, dvs.** de grunnleggende økosystemtjenestene som er nødvendige for alle andre økosystemtjenester. Eksempler er biodiversitet og primærproduksjon. Opprettholdelsen av disse tjenestene er avgjørende for å bevare bærekraftigheten til økosystemene.

Til sammen 24 marine økosystemtjenester er identifisert. En fullstendig oversikt med beskrivelse av disse for norske havøkosystemer i Barentshavet – Lofoten finnes i Magnussen m.fl. (2010b). En beskrivelse og delvis opplisting finnes også i tabell 5.1 –5.3 i kapittel 5.2 i vår rapport. Økosystemtjenester påvirker menneskers velferd og livskvalitet på mange måter. Figur 2.4 illustrerer sammenhengen mellom økosystemtjenester og menneskers velferd. Den viser også hvordan de grunnleggende økologiske strukturer og prosesser (boksen øverst til venstre) gir tjenester av ulike slag som igjen gir menneskelig velferd eller velvære (boksen øverst til høyre). Boksen øverst til høyre illustrerer også at nytten for folk gir seg utslag i flere typer verdier som kan måles ved hjelp av ulike indikatorer. Et annet poeng som fremgår av figuren er at økosystemer og biodiversitet ("beholdningen") utsettes for direkte og indirekte påvirkninger eller drivere (for eksempel arealbruksendring, forurensning osv.). Via påvirkning på de grunnleggende strukturer fører dette til endringer i de tjenester som produseres og derigjennom for vår velferd.

Figur 2.4 Sammenheng mellom økosystemer og menneskers velferd



Kilde: Basert på TEEB (2008).

### Spesielt om økosystemtjenester fra havmiljø

Vi gir her en oversikt over de fire gruppene av økosystemtjenester og hva de inneholder.

Det er allment kjent at havet er storprodusent av mat i form av fisk og skalldyr. Havets **produserende økosystemtjenester** omfatter imidlertid mer enn dette. Markedet for helsekost basert på råvarer fra havet (som alger, for eksempel stor- og sukkertare) ekspanderer. Alger fra havet kan brukes som gjødsel og finnes ofte i produkter i næringsmiddel- og kosmetikkindustrien, bl.a. som fortykningsmiddel i kremer. Produksjon av biodrivstoff fra tang og tare blir stadig mer aktuelt, og produkter fra alger finnes i is, sjampo, malerfarger, tannkrem, yoghurt og husdyrfôr. Lim fra muslingeस्कrementer kan anvendes innen tannhelse, elektronikk og bygg. Det finnes også mange arter som anvendes eller kan anvendes i legemiddel- og bioteknologiindustrien. Havet forsyner oss med genetisk materiale som kan være viktig for å restaurere ødelagte og forringede habitater eller truede bestander, eller som kan være med og forbedre stammen av oppdrettsfisk.

**Kulturelle økosystemtjenester** inkluderer rekreasjon og bidrag til utdanning, vitenskapelig informasjon og til vår kulturarv. Bøker, filmer, malerier, folkløse, musikk, arkitektur og reklame benytter ofte motiver fra kyst og hav. Skagen-malerne ble inspirert av havet og lyset på nordkysten av Danmark, og Norge har utallige eksempler

på bilder, bøker og filmer som har utgangspunkt i hav og fjell, fiske og rekreasjon ved hav og kyst.

Turisme knyttet til hav og sjø forutsetter i stor grad at det finnes rene, fine strender å reise til, og klart vann for å bade, padle, seile osv., og ressurser som fisk, fugl og hval for fiske, jakt og havsafari.

Havet er utgangspunkt for mange forskningsprosjekter. Forskernes undersøkelser har blant annet bidratt til bedre forvaltning av våre kommersielle fiskeressurser og til bedre forståelse for hvordan miljøet i havet henger sammen og forandrer seg. Dette kan også hjelpe oss til bedre å forstå hvilke forandringer vi kan vente oss i fremtiden.

Alle de verdiene vi har beskrevet ovenfor, bygger på og er avhengige av havets **støttende og regulerende økosystemtjenester**. Disse økosystemtjenestene er grunnleggende for alle de andre, og ivaretagelse av disse økosystemtjenestene er derfor helt avgjørende for bærekraften til økosystemet. Fotosyntesen gir primærproduksjon. De to økosystemtjenestene som har størst innvirkning på primærproduksjonens størrelse, er det biogeokjemiske kretsløpet (særlig næringsstoffenes, vannets og karbonets kretsløp), og havets evne til å regulere klimaet. Det biogeokjemiske kretsløpet og klimareguleringen påvirker nesten alle andre økosystemtjenester, og hverandre.

Havets primærproduksjon i form av plankton og marin planteproduksjon gir grunnlag for de støttende økosystemtjenestenes mangfold, næringsvev og livsmiljø. Samlet gir disse opphav til de ulike varer og tjenester som er til direkte nytte for oss mennesker. Mangfold, næringsvev og livsmiljø bevarer også evnen til resiliens (robusthet, motstandskraft), dvs. havets evne til å "hente seg inn" etter en forstyrrelse. I et velfungerende økosystem håndteres forstyrrelser av de regulerende tjenestene som sørger for å gjenopprette utgangssituasjonen.

Energiproduksjon og transporttjenester på havet er tjenester som *ikke* er direkte avhengige av de støttende og regulerende økosystemtjenestene. De kan på sin side påvirke disse tjenestene negativt, for eksempel ved forurensende utslipp og negative estetiske effekter.

### ***Verdien av økosystemtjenester og begrepet "total økonomisk verdi"***

"Total" i total samfunnsøkonomisk verdi (TEV) viser til at vi ikke kun ser på den økonomiske verdien av den direkte bruken av tjenester og produkter fra økosystemene, men også ser på økosystemenes økonomiske verdi knyttet til indirekte bruk og ikke-bruksverdier. "Total" viser her altså ikke til at dette er "verdien av naturen totalt sett", som vi var inne på i kapittel 2.1.

Ved økonomisk verdsetting av økosystemene finner en (hele eller deler av) verdien av en *endring* i kvaliteten eller mengden av økosystemtjenestene. Det er denne tilnærmingen som brukes i samfunnsøkonomiske analyser, herunder nytte-kostnadsanalyser. Her ønsker en å beregne den samfunnsøkonomiske verdien (TEV) av de *endringene* som et prosjekt (f.eks. en forvaltningsplan) medfører, sammenlignet med utviklingen *uten* prosjektet. TEV er da summen alle økonomiske verdier som stammer fra endringene i økosystemet. Det vil være nyttig å se dette tradisjonelle økonomiske verdibegrepet i sammenheng med økosystemtjenestene.

Det er TEV som er interessant å verdsette og som skal inngå i en eventuell samfunnsøkonomisk analyse. TEV kan oppstå som følge av ulike konkrete tiltak (for eksempel ta ut mer eller mindre fisk, bygge ut fiskerihavner eller ikke, åpne skipsruter i ulike farleder etc.) som har virkninger for økosystemtjenestene. Selv om en tilstreber å verdsette endringer (marginalbetraktninger) kan det i praksis være vanskelig å følge dette helt ut.

TEV deles oftest inn i henholdsvis bruksverdier (direkte-, indirekte- og opsjonsverdi) og ikke-bruksverdi (eksistens- og bevarings/arveverdi) som vist i Boks 2.3.

### **Boks 2.3 Total samfunnsøkonomisk verdi kan deles i flere deler.**

*Total samfunnsøkonomisk verdi* (Total Economic Value - TEV) består av følgende deler:

Bruksverdi: Med *bruksverdi* menes verdier knyttet til bruk av godet

Bruksverdien kan deles i henholdsvis *direkte-, indirekte- og opsjonsverdi*

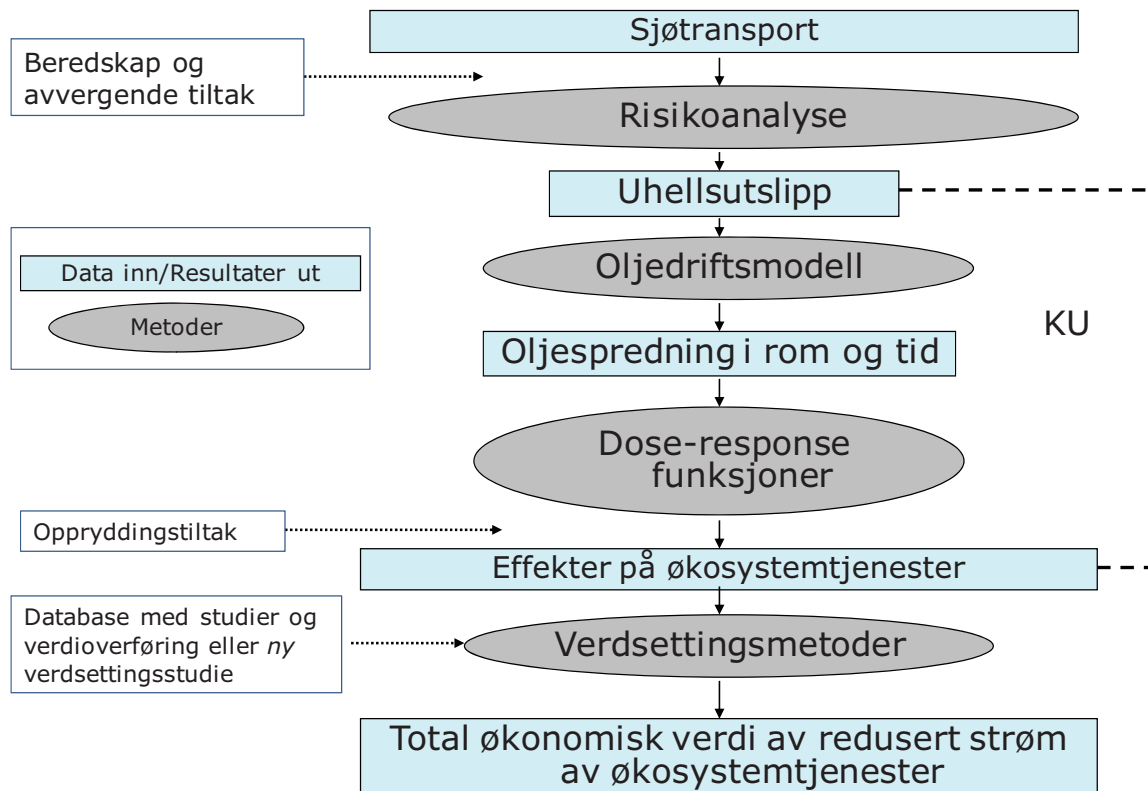
- *Direkte bruksverdier* vi får fra marine økosystemer er for eksempel verdien av endringer i fiskeriressurser og andre arter med kommersiell verdi, samt rekreasjonstjenester som bading, dykking, hvalsafari osv.
- *Indirekte bruksverdi* referer seg til nytte som er relatert til tjenester vi får fra funksjonen av marine økosystemer og overlevelse av marine ressurser, selv om disse ikke har noen direkte kommersiell verdi, kan også være knyttet til det å se hav, havmiljø, kystlandskap osv.
- *Opsjonsverdi* betyr at personer som ikke bruker en ressurs i dag, kan verdsette *muligheten* (opsjonen) til å bruke ressursen i fremtiden.

Ikke-bruksverdi er verdien av endringen i godet/økosystemtjenesten uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag (*Eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*Bevarings- eller arveverdi*). Eksistensverdien referer til nytten som oppstår ut fra kunnskapen om at marine økosystemer er beskyttet uten å bli brukt. Bevaringsverdier referer til nytten som oppstår for et individ ut fra kunnskapen om at fremtidige generasjoner kan ha glede av eksistensen av marine økosystemer.

**Kvasi-opsjonsverdi** kan sees som en korreksjonsfaktor til TEV når en har med *irreversible inngrep* å gjøre, for eksempel utryddelse av arter, eller endring av økosystemer utover det nivået der de kan komme tilbake til tidligere tilstand. Kvasi-opsjonsverdien er verdien av *ikke* å gjennomføre irreversible tiltak for dermed å kunne utnytte økt fremtidig informasjon (Arrow & Fisher 1974).

### **Oppsummering – samfunnsøkonomiske analyser og verdsetting**

Figur 2.5 nedenfor kan tjene som en oppsummering av samfunnsøkonomiske analyser og deres sammenheng med andre typer analyser som gjøres i forbindelse med virksomhet til havs, her eksemplifisert ved risiko for uhell fra sjøtransport og konsekvensene av det.

**Figur 2.5 Samfunnsøkonomiske analyser og verdsetting av økosystemtjenester – skadekostnadsfunksjonen.**

Kilde: Sweco og Vista

Vi har i figuren foreslått at effektene på miljøet vurderes i form av effekter på økosystemtjenester (som omfattes av en konsekvensutredning, forkortet KU i figuren). Fram til dette trinnet er det et naturvitenskapelig grunnlag og ekspertvurderinger som ligger til grunn for vurderingene – i tråd med de risikoanalyser og metodikken for sammenstilling av miljøkonsekvenser som er utarbeidet i forvaltningsplanarbeidet. De siste trinnene er imidlertid også nødvendige for at det skal føre fram til en samfunnsøkonomisk analyse. Som grunnlag for verdsetting av økosystemtjenester har vi satt opp verdsetting ved hjelp av nye eller overføring fra eksisterende studier som gir "priser" for effektene på økosystemtjenester – fordi det er slik prissetting som tilstrebes i samfunnsøkonomiske analyser. Som vi har vært inne på, vil en imidlertid i praksis ende opp med både prissatte og ikke-prissatte effekter.

Vi vil i neste kapittel komme tilbake til hvilke effekter som vi kan prissette og hvilke som fortsatt bør/må være ikke-prissatt i forbindelse med miljøeffekter knyttet til Kystverkets virksomhet.



### **3. Hvordan bør (ikke-prissatte) (miljø)virkninger håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?**

#### **3.1 Verdsetting (prissetting) av virkninger eller ikke?**

Utgangspunktet for samfunnsøkonomiske analyser er at alle effekter (virkninger, konsekvenser) skal identifiseres, og om mulig kvantifiseres og verdsettes i kroner. Effektene vil være ulike som følge av ulike tiltak. Første trinn i en samfunnsøkonomisk analyse er uansett å kartlegge og systematisere alle virkningene, og om mulig kvantifisere dem. Deretter kommer trinnet med verdsetting i kroner av det som meningsfylt kan verdsettes.

Dette innebærer at en viktig oppgave er å finne fram til en metodikk for systematisering av alle (prissatte og ikke-prissatte) virkninger. Dette vil vi komme tilbake til i neste avsnitt. I dette avsnittet vil vi først vurdere om en bør tilstrebe monetær verdsetting av alle effekter, eller om noen fortsatt bør håndteres som "ikke-prissatte".

Slik vi ser det, er det ingen prinsipielle forskjeller som skulle tilsi at noen effekter av tiltak skulle håndteres som prissatte, mens andre bør håndteres som ikke-prissatte. Men det er et praktisk spørsmål fordi en mangler priser for en rekke virkninger, og det kan også være forskjeller mellom hvor enkelt (metodisk og praktisk) det er å innhente priser for vanligvis ikke-prissatte virkninger. Det betyr at en i stor grad må innhente nye priser, det vil ofte si gjennomføre egne, nye undersøkelser for å kunne prissette virkninger som vanligvis ikke prissettes (jf. Kapittel 2 og 4, 5).

Et godt utgangspunkt i samfunnsøkonomisk analyse er at en bør innhente mer informasjon så lenge nytten av å gjøre det er større enn kostnadene ved innhenting. Uten direkte å kunne regne kroner og øre på dette, tilsier det at de effektene som kan ha "stor" betydning i en samfunnsøkonomisk analyse er viktigere å få prissatt enn effekter som må antas å ha "liten" betydning. Men det er også et viktig moment å vurdere at noen effekter kan ha relativt liten betydning i hver enkelt studie, mens de samlede effektene av gjentatte, lignende tiltak kan være store. Et eksempel på konsekvenser som kan antas å ha "stor" betydning er oljesøl i biologisk verdifulle og sårbare områder, mens for eksempel landskapsendringer knyttet til utvidelse av havner og fiskerihavner kan antas å være "små" i hvert enkelt tilfelle mens effektene av mange slike tiltak kan være større.

Dette betyr at i mangel av foreliggende undersøkelser for en rekke virkninger knyttet til Kystverkets ansvarsområde, er det (større) utslipp av olje, det vil være viktigst å skaffe priser for (verdsette i kroner) først. De videre kapitlene vil derfor fokusere på metoder og tidligere undersøkelser knyttet til utslipp av olje til havs.

Ved god planlegging av eventuelle nye verdsettingsstudier kan en imidlertid sørge for at undersøkelsen gir muligheter for overføring av nytteverdier, for eksempel slik at informasjon fra en verdsettingsstudie knyttet til oljeutslipp ett sted kan si noe om effekter et annet sted (eller på et annet tidspunkt) eller også benyttes for å si noe om effekter som følge av andre forhold enn oljeutslipp. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 6.



For mindre omfattende tiltak med mindre omfattende konsekvenser, vil det i hvert fall foreløpig være mest realistisk fortsatt å benytte metodikk for vurdering av ikke-prissatte virkninger. Ut fra de samfunnsøkonomiske analysene vi har vurdert i sammenheng med denne rapporten, er det fortsatt mye igjen å gå på for å bringe analyser av de ikke-prissatte virkningene opp til et tilfredsstillende nivå.

Det ligger utenfor denne rapportens formål å gi en endelig oppskrift på hvordan de ikke-prissatte virkningene bør behandles i en revidert veileder, men vi vil i de neste avsnittene gi noen vurderinger av den metodikken som brukes i dag med tanke på å få et best mulig utgangspunkt for vurdering, sammenstilling og sammenveing av alle virkninger i en samfunnsøkonomisk analyse.

### **3.2 Vurdering av metodikk for "vanligvis ikke-prissatte effekter"**

#### ***Metodikken i Kystverkets veiledning om samfunnsøkonomiske analyser***

Kystverkets veileder i samfunnsøkonomiske analyser er en førstegenerasjons veileder, og en har der tatt utgangspunkt i de tiltakene som det har vært vanligst å gjennomføre samfunnsøkonomiske analyser for, dvs. farledstiltak og fiskerihavner og til dels navigasjonsinstallasjoner. Imidlertid er målet at Kystverket skal gjennomføre samfunnsøkonomiske analyser for alle tiltak etaten har ansvar for, og det betyr at samfunnsøkonomiske analyser skal gjennomføres også innen nye virksomhetsområder som beredskap og sjøsikkerhet. Det betyr tiltak knyttet til for eksempel slepebåtberedskap, dimensjonering av beredskap mot akutt oljeforurensning, seilingsleder, lostjenesten og trafikksentraler.

Alle virksomhetsområder omfatter hendelser hvor skip kolliderer, grunnstøter, det bryter ut brann og andre hendelser, og konsekvensene av påfølgende utslipp er relativt like. En utredning om lostjenesten vil måtte analysere frekvensen for ulykkeshendelser med og uten los om bord, og med påfølgende hendelseskonsekvenser som er like med tradisjonelle farledsutbedringer. Kystverkets virksomhetsområder skiller seg derfor lite når det gjelder konsekvenser.

Utgangspunktet for vurdering av ikke-prissatte effekter i Kystverkets veileder (som i Statens Vegvesens håndbok 140) er at tiltakenes konsekvens for ulike "fag" (virkninger) vurderes, nemlig konsekvenser for henholdsvis landskap, naturmiljø, kulturmiljø, friluftsliv og naturressurser (fiskeri- og akvakulturinteresser). Disse temaene er i stor grad de samme effektene som skal håndteres som "ikke-prissatte" i henhold til Statens Vegvesens håndbok, men effektene for Kystverkets tiltak er naturlig nok "oversatt" til kystens terminologi.

Blant de ikke-prissatte konsekvensene i Kystverkets håndbok, kan en skille mellom dem som ikke er prissatt fordi det er vanskelig å fastslå "mengden" (den fysiske effekten), og dem som ikke er prissatt fordi det er vanskelig å finne "priser" (og kanskje mengder i tillegg). Blant de førstnevnte er omsettelige produkter som fisk (fiskerier og akvakultur) og turisme. Blant sistnevnte er konsekvenser for naturmiljø, landskap, kultur og friluftsliv. Det er disse siste som er hovedfokus i det videre i denne rapporten, selv om det også vil være behov for å jobbe videre med inkludering av førstnevnte for overføring fra ikke-prissatte til prissatte konsekvenser.

Noen effekter som er nevnt under ikke-prissatte, ser ut til å ligge godt til rette for verdsetting i økonomiske termer. Det gjelder turisme – der det i flere forvaltningsplaner for eksempel er vurdert økonomiske effekter for turismen. Dette er ”vanlig” næringsliv, og det skulle ikke være grunn til ikke å benytte vanlige økonomiske beregninger. Det samme gjelder fiske og akvakultur. For disse temaene er ikke utfordringen verdsettingsmetoder eller at det ikke finnes markedspriser (selv om det også er noen fallgruver knyttet til verdsetting av slike goder, for eksempel om markedsprisene gir et riktig bilde av samfunnsøkonomisk verdi). Utfordringene er nok i større grad å kunne fastslå/anslå konsekvensene av et tiltak/utsløst hendelse såpass presist naturvitenskapelig, at det er mulig å ha troverdige kvantum å regne priser på.

Noen effekter som er typiske ”velferdseffekter” er ikke inkludert i oversikten over ikke-prissatte virkninger i Kystverkets håndbok. Det gjelder effekter knyttet til endret ”utrygghetsfølelse” knyttet både til faren for oljehell og uhell med personskade og slike effekter knyttet til såkalte nestenulykker.

Sedimenter er heller ikke direkte omtalt, men en kan si at problemer med sedimenter i hovedsak er knyttet til at tiltak kan medføre konsekvenser for eksempel for naturmiljø (ved oppvirvling av miljøgifter o.a. fra sedimentene).

I tillegg er ikke effekter for menneskers helse inkludert (utover ulykker). Dersom tiltak knyttet til sedimenter medfører endringer i kostholdsråd og omsetningsforbud for fisk og skalldyr, har det velferdseffekter for folk.

En annen effekt som ikke er inkludert, er lukt. Dette kan være en effekt særlig knyttet til fiskerihavner og næringsklynger knyttet til fiskefôr og -foredling. Turisme er heller ikke nevnt spesielt, men inngår vanligvis i konsekvensvurderinger, sammen med friluftsliv.

### ***Metodikken i forvaltningsplanarbeidet og miljørisikovurderinger***

For alle store tiltak (kostnader over 90 millioner kroner) gjennomføres det risikoanalyser som estimerer ulykkesfrekvenser, og (til en viss grad) vurderer konsekvensene av ulykkeshendelser. I DNV (2011) bygger en på miljørisiko for det en kaller fire ressursgrupper: sjøfugl, sjøpattedyr, fisk og naturtyper (inkludert strandlokaliteter). For disse ressursgruppene er det utarbeidet kartfestet oversikt over det som kalles miljøverdier (som er et uttrykk for biologisk verdi, ikke verdi i samfunnsøkonomisk forstand), mens det jobbes med tilsvarende oversikt over ”sårbarhet” for tilsvarende ressursgrupper. Disse ”ressursgruppene” vil falle i kategorien ”naturmiljø” og ”fiskeri- og akvakulturinteresser” i Kystverkets kategorisering av ikke-prissatte effekter, mens virkninger for friluftsliv, kulturmiljø og akvakulturinteresser ikke fanges opp av dette rammeverket.

Forvaltningsplanenes metodikk for vurdering av miljøkonsekvenser omhandler ulike tiltaks og virksomheters virkninger for ulike miljøtemaer og gir oppskrift for en sammenstilling på tvers av sektorer. Metodikken ivaretar virkninger for nærmere bestemte naturtyper og arter av sjølevende organismer, inkludert, fisk, fugl og pattedyr.

### ***Vurdering av dagens metodikk for vurdering av ikke-prissatte virkninger***

Utgangspunktet for vurderingene i metodikken som er omtalt i 3.2.1 og 3.2.2 er eksperters vurdering av effekter på biologiske (og eventuelt landskapsmessige og kulturmiljø-) forekomster. Bruk og brukere, og "folks" vurderinger av endringene er ikke, eller i liten grad, et kriterium i vurderingene. Hvis vi tenker på utgangspunktet for samfunnsøkonomiske analyser i Figur 2.5 i kapittel 2 stopper analysen i alle tilnærmingene i hovedsak *før* virkningenes betydning for folks velferd er vurdert eller prissatt.

I Kystverkets veileder er i noen grad brukerperspektivet tatt inn. For friluftsliv er for eksempel brukere av området inkludert i vurderingskriteriene. Selv om brukerperspektivet er lite fremtredende, er imidlertid de beskrivelsene som gis (for eksempel om forekomsten er av lokal, regional eller nasjonal viktighet) av en type som en også ville ønske å legge til grunn i en scenariobeskrivelse for verdsetting i monetære termer av endringer i natur- og kulturmiljø osv. (se neste kapittel).

Sett ut fra kategoriene som Kystverket har vurdert i sin veiledning og den oversikten over økosystemtjenester som bygger på MEA og TEEB, ser derfor miljørisikovurderingen og "miljøverdivurderingen" som gjøres av DN å være mer begrensende – i det at de kun fanger opp de rent biologiske konsekvensene (biologisk mangfold og fisk som matressurs).

Vi har sett at systematikken (kategoriseringen) i Kystverkets veileder for ikke-prissatte virkninger følger samme systematikk som i Vegvesenets håndbok i konsekvensanalyser. Det som er tilfellet for håndboken er at den kombinerer metodikk for samfunnsøkonomiske analyser med metodikk som skal oppfylle retningslinjer for gjennomføring av konsekvensanalyser. En kan derfor oppleve at metodikken for ikke-prissatte konsekvenser benyttes flittig og oppleves som "meningsfylt" ved utarbeidelse av konsekvensanalyser mens kategoriseringen ikke er like "opplagt" i en samfunnsøkonomisk analyse.

Kategoriene eller "fagtemaene" er nettopp det – ulike fagtemaer, og de er i stor grad "naturfaglig" basert, en ser på temaene landskapsmiljø, naturmiljø (herunder flora og fauna, biologisk mangfold, truede arter etc.) som i utgangspunktet "isolerte" kategorier og med utgangspunkt i en natur (- og kultur)faglig vurdering av hvor sjeldent, sårbart, etc. et område eller en ressurs er. For eksempel for friluftsliv gjøres det også vurderinger av om området brukes kun av lokalbefolkning eller av regionalt og nasjonalt (og eventuelt internasjonalt) tilreisende, og dette har betydning for verdsetting av området. Dermed bringes et visst brukerperspektiv inn. På samme måte ser en på om kulturgoder og -minner er viktige/sjeldne lokalt, regionalt, eller nasjonalt – noe som kan antas å ha betydning for folks vurdering og verdsetting av godene også, men "brukerperspektivet" er ikke veldig fremtredende. Det samme må sies om miljøverdi- og sårbarhetsvurderingene til DN som benyttes i miljørisikovurderingene til DNV (2011) som legger et rent biologisk vurderingssett til grunn.

- Selv om fagtemaene er isolerte kategorier slik de er satt opp i den foreløpige veilederen, har imidlertid Kystverket ved bruk og tolkning av veilederen bevisst ikke tolket fagtemaene isolert, og en har lagt opp til at de ikke-prissatte effektene ikke skal begrenses til de temaene som er nevnt over. For eksempel i den

pågående kvalitetssikringen (KS1) av Stad skipstunnel nevnes følgende ikke-prissatte effekter (Holte & Pöyry 2012): Verdi av overføring av gods fra vei til sjø

- Verdi av økt trygghet
- Verdi av økt utenlandsk turisme
- Verdi av positive effekter for fiskerinæring
- Øvrige næringseffekter

Metodikken med konsekvensviften har sine fordeler ved at den er etablert og utprøvd metodikk, særlig innen samferdselssektoren og innen konsekvensutredninger.

Det er i utgangspunktet en styrke ved metodikken som er anbefalt i Kystverkets veileder at det settes opp en oversikt over hvilke fagtema (effekter) som skal vurderes i alle samfunnsøkonomiske analyser (slik som effekter for friluftsliv, landskap, biologisk mangfold etc.). På den måten har man en definert huskeliste som er lik uavhengig av tiltak og utreder, og det betyr at alle temaer må "kvitteres ut", slik at det fremgår om temaer er uteglemt (bevisst eller ubevisst) eller faktisk er vurdert til ikke å ha merkbare konsekvenser for et tema.

På den annen side krever dette at de fagtemaene som listes opp oppleves som uttømmende, meningsfulle og relevante i de fleste analysene som skal gjennomføres. Hvis man opplever at de temaene som er satt opp, ikke er dekkende for de virkningene som er viktige ved gjennomføring av ulike tiltak, har en valget mellom en analyse som ikke fanger opp de viktigste virkningene og en analyse som ser bort fra den huskelisten som er satt opp i veilederen.

Det er en fordel med dagens metodikk for ikke-prissatte effekter at den gir en klar oppskrift på hvordan konsekvensvurderinger skal gjennomføres for ulike fagtemaer, og at en i første omgang skiller mellom vurderinger av et tiltaks påvirkning på miljø eller forekomst med hensyn til verdi og omfang – og så sammenstiller disse ved bruk av selve konsekvensviften. Det gjør at en kan sammenligne påvirkning på områder eller ressurser med stor verdi og lite omfang mot påvirkning på områder med liten verdi, men stort omfang osv., avveininger som ellers er vanskelige. Det er også en fordel for de definerte fagtemaene som skal utredes, at det er definert kriterier for hva som tilsier "lite" og "stort" omfang og "liten" og "stor" verdi osv. Selv om det er rom for skjønn i disse vurderingene, gjør de oppsatte kriteriene at dette likevel er begrenset – og dermed blir det mindre forskjeller mellom ulike tiltak og utredere – enn det ville vært uten slike kriterier. Den oppsatte konsekvensviften gjør at også sammenveiningen av verdi- og omfangsvurderingene kan gjøres mer ensartet, men også her er det rom for skjønn.

Metodikken har imidlertid også en del svakheter. Noen av dem har vi vært inne på allerede. Metodikken er kanskje mer skreddersydd for konsekvensanalyser enn for samfunnsøkonomiske analyser, slik at en del av informasjonen som samles inn, er mer egnet for konsekvensanalyser enn for samfunnsøkonomiske analyser. En del av Kystverkets analyser, der man har definert egne ikke-prissatte effekter i stedet for de som er oppsatt i veilederen, kan tyde på at det er behov for revidering av hvilke temaer som skal settes opp. Alternativt kan vi velge ikke å sette opp noen forhåndsdefinerte fagtemaer (dvs. at vi ikke vil utelukke noen relevante temaer), men at det å identifisere fagtemaene/effektene og vurdere disse blir analytikerens jobb. Vi tror det kan være en fordel i størst mulig grad å forhåndsdefinere fagtemaene – for å sikre best mulig

samsvar mellom ulike analyser og utredere – og for å kunne sette opp kriterier for konsekvensvurderingene (enten det blir kriterier for "verdi", "omfang" og "konsekvensgrad" som i dag, eller det velges andre kriterier). En tilnærming kunne være å ta utgangspunkt i de definerte fagtemaene i dagens veileder, mye brukte temaer i gjennomførte samfunnsøkonomiske analyser for Kystverket og de definerte økosystemtjenestene (som er diskutert i kapittel 2 og tas opp igjen i avsnitt 3.2.4.) for å komme fram til en mer dekkende og "meningsfull" liste over ikke-prissatte virkninger, og slik at man kan sette opp kriterier for mest mulig ensartet vurdering av konsekvens.

Hvis en skal bygge videre på konsekvensviften, bør det også vurderes om formen på viften, som vil avgjøre hvilken konsekvensgrad en ender opp med, har den korrekte formen. Dette har vært diskutert tidligere, og formen på viften i Statens Vegvesens håndbok fra 2006 ble endret i forhold til formen i tidligere utgaver av håndboken ut fra en vurdering at den nye (i 2006) formen bedre skal sikre en "riktig" bedømmelse av konsekvens. Dette kan imidlertid fortsatt vurderes, men det er kanskje like viktig å være klar over at det uansett vil ligge en porsjon skjønn i vurdering av både omfang, verdi og konsekvensgrad, og at det viktigste er å gi gode begrunnelser for det skjønn som er utøvd, i tillegg til å oppgi selve konsekvensgraden.

En utfordring ved håndtering av de ikke-prissatte virkningene er hvordan konsekvenser for ulike ikke-prissatte virkninger skal veies mot konsekvenser for andre ikke-prissatte virkninger og ikke minst hvordan de ikke-prissatte og prissatte virkningene skal veies sammen. Her er det behov for å utvikle bedre metoder både for å kunne sammenstille ulike ikke-prissatte virkninger, og for å kunne sammenveie de prissatte og ikke-prissatte virkningene. Selv om det gis en "oppskrift" både i Finansdepartementets veileder fra 2005, Statens Vegvesens håndbok 140 fra 2006 og Kystverkets veileder fra 2007, er det ikke så mange gode eksempler på praktisk bruk i gjennomførte samfunnsøkonomiske analyser.

Selv om dagens metodikk har en del svakheter, har den altså også noen styrker, og ved en utvikling av metoden for å tilpasse den bedre til Kystverkets analyser, kan man med utgangspunkt i dagens rammeverk, men med en del utvikling og tilpasninger antagelig komme et godt stykke lenger på mer systematisk behandling av ikke-prissatte virkninger i Kystverkets samfunnsøkonomiske analyser.

### ***Metodikk basert på verdsetting av økosystemtjenester***

I motsetning til metodikken som er omtalt i avsnitt 3.2.1-3.2.3 tar økosystemtjenestetilnærmingen utgangspunkt i hvilke goder og tjenester økosystemene (som havet) har for menneskers velferd. Det er mer i tråd med grunnlaget for samfunnsøkonomiske analyser. Ved å knytte velferdsendringer til endringer i økosystemtjenester, får vi en overgang fra biologisk beskrevne virkninger til betydningen av disse virkningene for folks velferd – som er det vi søker å inkludere i en samfunnsøkonomisk analyse.

Overgangen fra naturvitenskapelige virkninger til velferdsvirkninger er ikke alltid enkel eller kjent, og beskrivelsene og den eventuelle kvantifiseringen som gjøres i form av eksperter vurdering av områders/forekomster, natur/kulturverdi og tiltakets omfang og konsekvens, er viktig grunnlagsinformasjon for å kunne vurdere betydningen for folks velferd. Som vi skal se i senere kapitler, har vi kun i liten grad "ferdig verdsatte" økosystemtjenester for norske havområder, slik at vi vil ende med både prissatte og



ikke-prissatte økosystemtjenester (jf. kapitlene 4-6 i denne rapporten, samt Magnussen m.fl. 2010 a, b; Ibenholt m.fl. 2010).

Det at rammeverket for økosystemtjenester tar utgangspunkt i økosystemenes betydning for folks velferd og opplistingen av tjenester er så omfattende (uttømmende), betyr at dette begrepsapparatet og tjenesteoversikten kan være et godt utgangspunkt for å vurdere virkninger i samfunnsøkonomiske analyser. Ved gjennomgang av de tjenestene som er identifisert knyttet til havområder, vil vi også få dekket de virkningene som er identifisert i Kystverkets nåværende veileder og de ressursgruppene og virkningstypene som er identifisert i miljørisikovurderinger og forvaltningsplanarbeidet. Fokus og detaljeringsnivå kan imidlertid være ulikt i de ulike tilnærmingene.

Det er fortsatt mye upløyd mark også når det gjelder begrepsapparatet knyttet til verdsetting av økosystemtjenester i praktisk bruk, blant annet knyttet til faren for dobbelttelling, problemet med manglende priser osv., noe vi kommer litt tilbake til i senere kapitler og som er omtalt for eksempel i kapittel 5.1.

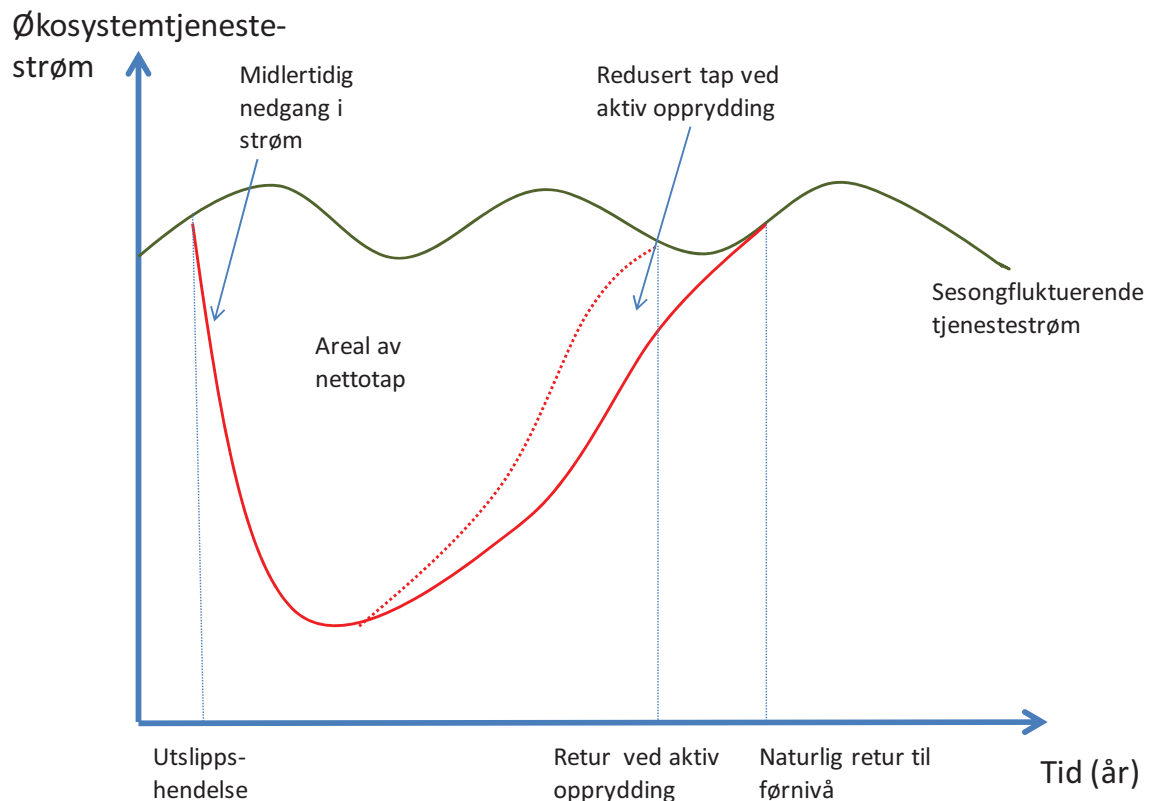
### ***Utfordringer ved verdsetting av miljøvirkninger knyttet til akuttutslipp***

Vi har i kapittel 2 beskrevet hvordan ulike økosystemer – som havet – forsyner oss med en strøm av økosystemtjenester, som kan kategoriseres som støttende, regulerende, produserende, og kulturelle. Vi har også vist (Figur 2.5) hvordan en i en samfunnsøkonomisk analyse ønsker å verdsette disse effektene som endringer i økosystemer og dermed endringer i strømmen av økosystemtjenester. Vi vil nå starte dette kapitlet med å se på hvordan strømmen av økosystemtjenester kan bli påvirket ved en situasjon som for eksempel en akutt uhellshendelse som fører til at petroleumsprodukter av et visst omfang havner i havet.

Figur 3.1 nedenfor viser strømmen av økosystemtjenester som vi tenker oss varierer naturlig med årstid. Når utslippshendelsen skjer, får vi en midlertidig sterk nedgang i strømmen av økosystemtjenester. Nedgangens størrelse og hvilke økosystemtjenester som blir berørt/mest berørt vil variere avhengig av tid på året, plassering av uhellshendelsen i forhold til ulike forekomster av økosystemtjenester etc. Dersom uhellet skjer for eksempel nær sårbare forekomster av sjøfugl og sjøpattedyr, eller oppvekstplasser for fisk, vil nedgangen være større enn om utslippet skjer der det er lite dyreliv, lenger til havs etc. Dersom det skjer i viktige rekreasjonsområder vil nedgangen være større enn dersom uhellet skjer i områder uten særlige rekreasjonsområder osv.



**Figur 3.1** Illustrasjon av sammenheng mellom strømmen av økosystemtjenester og tid som følge av utslippshendelse



Kilde: Vista og Sweco.

Figuren illustrerer at tidsdimensjonen er viktig ved vurdering (og dermed også verdsetting) av skader som følge av uhellsutslipp (og også mange andre påvirkninger). Det er vanlig at påvirkningen på økosystemtjenestene er størst like etter uhellet/påvirkningen, for deretter å avta. Vi har her tegnet inn at en etter en viss tid kommer tilbake til naturlig forsyning av økosystemtjenester. Dette gjelder dersom uhellet ikke har ført til irreversible endringer for noen av økosystemene, noe som kan føre til at strømmen av økosystemtjenester fra disse kan være tapt for all fremtid. Det kan for eksempel skje hvis en rammer områder med svært sjeldne og sårbare arter av sjølevende/kystnære arter. Men for øvrige økosystemer og dermed økosystemtjenester er det som oftest et spørsmål om tid før tjenestestrømmen er tilbake på "før-uhells"-nivå. Hvor lang tid dette tar, vil imidlertid variere avhengig av en rekke faktorer, som utslippets størrelse og sammensetning, vær- og vindforhold på uhellstidspunkt og senere, klimatiske forhold på stedet (for eksempel skjer restaurering ofte saktere på nordligere breddegrader/ i arktiske strøk enn i varmere strøk), de økosystemene som påvirkes osv.

Figuren viser også at tidsforløpet det tar før naturen er restituert, kan/vil avhenge av innsatsen som settes inn for å redusere utslippet og/eller konsekvensene av utslippet. For eksempel, jo mer en rydder i etterkant, dess raskere vil tjenestestrømmen hente seg inn. Men denne oppryddingen bør bare pågå til verdien av tjenestestrømmen er den samme som det koster å rydde opp på marginen ("vaske en fugl til").

Et viktig forhold, som ikke er direkte illustrert i figuren, er at det vi er ute etter å måle i samfunnsøkonomiske analyser, er *velferdseffekten* av endringene – dvs. ikke de fysiske endringene i seg selv. Folk er vanligvis tilpasningsdyktige, og dersom for eksempel et strandområde eller kyststrekning blir utsatt for oljeutslipp, vil mange finne seg en annen strand eller kystområde for sin rekreasjon. Det vil si at folks opplevelse av endringer i økosystemer og økosystemtjenester kan skille seg tidsmessig fra de rent fysiske endringene i økosystemene (som er beskrevet i figuren).

Et interessant fenomen, som bl.a. ble observert i forbindelse med undersøkelser av friluftsliv i etterkant av Full City-havariet, viste at folks opplevelse av utslippet – når en ikke lenger kan observere fysiske endringer i form av oljeflak, olje på strender osv., varierer betydelig mellom ulike personer. For noen kan følelsen av at området er "ødelagt/besudlet" henge i lenge etter at de fysiske synlige effektene er forsvunnet, mens for andre er det i større grad slik at "ute av syne, betyr ute av sinn" (for eksempel Skår m.fl. 2010, Øian m.fl. 2010). Dette indikerer også at verdsetting av de velferdsøkonomiske effektene av for eksempel oljeutslipp vil måtte håndtere flere faktorer.

## 4. Kort oversikt over verdsetningsmetoder

Skal en gå videre med verdsetting av bestemte effekter i kroner, for eksempel skader ved et oljeutslipp, er det flere måter å gjøre dette på. Dette kapitlet gir en kort gjennomgang av de viktigste metodene for verdsetting av miljøeffekter og diskuterer noen fordeler og ulemper ved de ulike metodene, spesielt i lys av anvendelser for verdsetting av miljøskader fra akuttutslipp til havs. Metodene kan anvendes også for andre typer ikke-prissatte effekter, slik som fysiske endringer av kystlandskap som følge av nye farleder eller fiskerihavner eller verdien av fyr som kulturminner, men her ser vi spesielt på effekter av akuttutslipp.

Som vi vil se, er det bare metoder som baserer seg på at folk uttrykker sine preferanser i spørreundersøkelser, som kan verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier. Siden ikke-bruksverdier er viktige ved miljøvirkninger knyttet til akuttutslipp, vil vi i dette kapitlet avslutningsvis gå gjennom hovedstegene ved slike verdsetningsmetoder. Vi gir eksempler på bruk av metodene i neste kapittel.

### 4.1 Beskrivelse av metodene

I samfunnsøkonomi deles ofte økonomiske verdsetningsmetoder inn i to hovedgrupper, avhengig av om de bygger på observasjoner av folks adferd i markeder (metoder som utnytter "avslørte preferanser"), eller om de bygger på hva folk uttrykker om sine preferanser/verdier ("uttrykte preferanser"), se Tabell 4.1.

**Tabell 4.1** Oversikt og klassifisering av metoder for verdsetting av fellesgoder

	Indirekte metoder	Direkte metoder
<b>Avslørte preferanser</b>	Transportkostnadsmetoden Hedonisk prising (eiendomspriser, lønninger)	Markedspriser (f.eks. tap av fisk ved oljeutslipp)
<b>Markedsbaserte metoder</b>	Kostnader ved forebyggende og reparerende tiltak (f.eks. kostnader ved opprydding etter oljeutslipp, eller kostnader ved avvergende tiltak)	Kostnader ved å erstatte tapte miljøgoder (f.eks. et renseanlegg for å erstatte tapet av rensefunksjonen til et våtmarksområde)
<b>Uttrykte preferanser</b>	Valgekspesimenter (samvalgsanalyser og betinget rangering)	Betinget verdsetting

Kilde: Basert på Finansdepartementet (2005).

Det aller enkleste tilfellet har vi når det finnes markedspriser for godene. Da kan de verdsettes direkte. Men det finnes også andre metoder der en kan utnytte informasjon om markedsadferd og priser for å avlede verdien av miljøgoder. Noen eksempler på slike metoder beskrives kort nedenfor.

#### **Markedspriser**

For goder og tjenester som har en markedsverdi, for eksempel kommersielle fiskeressurser og andre råstoff, kan en benytte markedsprisene for å beregne verdien av tapet av slike ressurser som følge av et oljeutslipp.

Det finnes markedspriser for en del av de produserende økosystemtjenestene, slik som fisk og skalldyr, og enkelte andre produkter som omsettes. Også enkelte kulturelle tjenester kan utnyttes kommersielt, slik som estetiske tjenester og rekreasjonstjenester som brukes i reiselivet. Dette betyr ikke at det finnes markedspriser for alle produksjonstjenester, eller for de fleste av de kulturelle verdiene. De samme estetiske verdiene som kan danne grunnlag for turisme, kan potensielt utnyttes ikke-kommersielt av alle mennesker. For de regulerende og støttende økosystemtjenester vil det ikke finne markedspriser. Disse tjenestene bidrar indirekte og avgjørende til mange markedsverdier, men har ingen egen prislapp.

Markedspriser er for øvrig ikke alltid "korrekte" priser i samfunnsøkonomisk forstand. For at de skal være det, må visse forutsetninger være oppfylt, for eksempel at markedet er preget av konkurranse (slik at prisene ikke i stedet reflekterer en monopolists markedsrett) og at såkalte eksterne effekter av markedsaktiviteten er regulert ved avgifter eller på annen måte (hvis ikke, reflekterer ikke prisen slike negative eller positive effekter). For videre diskusjon av dette temaet vises det til for eksempel Finansdepartementet (2005) og NOU (1997, 1998).

### ***Erstatningskostnader og kostnader ved forebyggende tiltak***

Hvis en økosystemtjeneste svekkes eller forsvinner, kan det tvinge oss til å gjennomføre tiltak som erstatter tjenesten eller motvirker tapet. Hvis våtmarker forsvinner, kan behovet for mekanisk eller kjemisk rensing av vann øke. Disse kostnadene kan måles, og brukes som et anslag for verdien av den aktuelle økosystemtjenesten. Det samme er tilfelle dersom for eksempel dårligere regulering av klima fører til økt flomfare – som igjen fører til økte kostnader til forebyggende tiltak som bygging av demninger, større flomsone langs hav og vann osv. Også slike kostnader kan i prinsippet beregnes og benyttes, for eksempel som et uttrykk for verdien av et økosystems flomregulerende evne.

Dette er to klassiske eksempler fra økosystemtjenestelitteraturen, og betegnes henholdsvis som "kostnader ved forebyggende tiltak" og "kostnader ved å erstatte tapte tjenester" (de to cellene midt i Tabell 4.1). Førstnevnte tar som utgangspunkt at verdien av en tjeneste eller et gode må være minst lik kostnadene samfunnet bruker for å forebygge forringelse/ødeleggelse av godet eller tjenesten. Tilsvarende er tilnærmingen i erstatningskostnadsmetoden at verdien av en tjeneste eller et gode må være minst like stor som kostnadene samfunnet bruker på å erstatte tjenesten. For oljeutslipp er analogien de kostnadene som påføres samfunnet ved enten å sette inn tiltak som avverger oljeutslipp eller som hjelper/erstatte naturens egen rensing ved aktiv opprydding (som vist tidligere i Figur 2.5). Markedsbaserte metoder som disse sier ingenting om nyttetapet ved et utslipp, og er ikke egnet til å si noe om samfunnsøkonomisk dimensjonering av tiltak for å redusere skaden av utslipp.

I amerikansk naturskadeprosess (og etter hvert i EU-sammenheng<sup>6</sup>), brukes disse metodene for å beregne tapet av biologisk mangfold og habitattjenester som følge av oljeutslipp eller annen forurensing. "Habitat Equivalency Analysis" eller "Resource Equivalency Methods" baserer seg på måter å erstatte tapet av økosystemtjenester. De kvantifiserer endringene i økosystemtjenester i fysisk forstand (for eksempel i

---

<sup>6</sup> Se for eksempel EU-prosjektet REMEDE, [www.envliability.eu](http://www.envliability.eu).

arealenhet, antall av en art osv) og antar så at endringen i disse økologiske indikatorene reflekterer proporsjonale endringer i folks velferd (for eksempel halvering av et kystareal i god tilstand tilsvarer en halvering av velferd knyttet til disse arealene). Prosjekter som kompenserer ved å frembringe tilsvarende økninger i indikatorverdiene antas så å gi tilsvarende velferdseffekter. Verdsettingen av tapet er basert på kostnaden ved det kompenserende prosjektet, som gir et minimumsanslag på velferdstapet.

Andre metoder benytter noe mer indirekte observasjoner av folks adferd til å si noe om verdien av miljøgoder/økosystemtjenester.

### ***Transportkostnadsmetoden (TKM)***

Transportkostnadsmetoden er en indirekte metode som baserer seg på avslørte preferanser. Denne metoden ser på etterspørselen etter transporttjenester til et rekreasjonsområde, og bruker kostnadene ved å reise for å besøke området som utgangspunkt for å konstruere en etterspørselskurve som så kan brukes til å måle rekreasjonsverdien av området/ressursen/godet (som er konsumentoverskuddet gitt ved forskjellen mellom transportkostnader og betalingsvillighet fra etterspørselskurven). Denne metoden er mye brukt blant annet for å vurdere verdien av fritidsfiske både i ferskvann og til havs. Verdien er ofte uttrykt som konsumentoverskudd i kroner per rekreasjonsdag, som så kan benyttes til å verdsette tap av rekreasjonsdager ved ulike typer og størrelser på oljeutslipp.

Metoden kan også kombineres med data fra spørreundersøkelser for å undersøke hvordan folks rekreasjonsatferd ville endres hvis for eksempel et tiltak som reduserer skaden ved utslipp, gjennomføres.

### ***Eiendomsprismetoden - Hedonisk prising (HP)***

En annen metode i samme kategori (dvs. basert på avslørte preferanser) som transportkostnadsmetoden er eiendomsprismetoden - eller mer generelt - hedonisk prising (HP). Den anvendelsen som er mest aktuell for vurdering av skader ved oljeutslipp, tar utgangspunkt i at verdien av ulike goder, inkludert miljøgoder, ligger "innebygd" i bolig- eller hyttepriser. Markedsprisene for boliger/hytter uttrykker således husstandenes nytte samlet sett over tid av alle karakteristika ved eiendommen, inklusive slike som nærhet til havet, vannkvalitet, estetikk osv. Ved hjelp av statistiske metoder kan en utlede betalingsvilligheten (verdien) for den aktuelle økosystemtjenesten.

For eksempel vil en ved et større oljeutslipp kunne observere nedgang i priser på hytter og hus i kystnære områder som er berørt av utslippet. Hvis en så sammenligner prisene på disse husene/hyttene *før* og en god stund *etter* oljeutslippet, kan en bruke denne verdinedgangen som et uttrykk for tapet. En kan også sammenligne priser på hytter og hus i et område berørt av et utslipp med liknende kystområder som ikke ble rammet av utslipp, i den samme tidsperioden. Ved disse sammenlikningene må en selvsagt korrigere for alle andre faktorer som er ulike eller har endret seg, slik at kun effekten av oljesøl kan anslås (dette gjøres gjennom regresjonsanalyse /økonometrisk analyse).

Fordelen med de metodene vi har beskrevet så langt er at de bygger på *faktisk* adferd i eksisterende markeder. Men en må bruke en del strenge forutsetninger, som ikke alltid er oppfylt, for å beregne befolkningens betalingsvillighet for miljøgoder/-økosystemtjenester ut fra denne markedsinformasjonen. Videre kan disse metodene

kun måle **bruksverdien** av en tjeneste, og vil derfor være best egnet for goder og tjenester som i hovedsak har bruksverdier. De kan ikke brukes for tjenester som kun har ikke-bruksverdier. For goder med både bruks- og ikke-bruksverdier, vil de representere et minimumsestimert (fordi de bare omfatter "bruksdelen" av verdien).

For å fange opp den delen av verdien som ikke er knyttet til bruksverdi, er ingen av metodene beskrevet ovenfor, egnet. Da må en benytte metoder som bygger på folks uttrykte preferanser eller verdier. Den mest brukte metoden for verdsetting av ikke-bruksverdier av økosystemtjenester er betinget verdsetting, men også valg-eksperimenter kan benyttes.

### ***Betinget verdsetting og valgeksperimenter***

Disse metodene er basert på *hypotetisk* adferd. En konstruerer et hypotetisk marked for et miljøgode, og spør befolkningen om deres betalingsvillighet for en nøyte spesifisert endring i mengden eller kvaliteten av miljøgodet og programmet/tiltaket som vil gi dette. Dette er for eksempel tiltak som reduserer sannsynligheten for oljeutslipp og/eller skaden av et eventuelt utslipp, eller unngår utryddelse av arter. Alternativt kan en spørre om folks krav til økonomisk kompensasjon for å akseptere en miljøforverring.

Dataene innhentes som oftest gjennom representative spørreundersøkelser enten ved bruk av personlige intervjuer, per post eller telefon, eller i økende grad ved bruk av Internett-paneler som de store meningsmålingsinstituttene har. Populasjonen utvalgt trekkes fra avhenger av hvordan en definerer markedet for miljøgodet, og kan være lokalt, regionalt eller nasjonalt. Fokusgruppetilnærminger har også vært benyttet, særlig for endringer i miljøgoder som er krevende å forstå for respondenten.

Fordelen med metoder som innhenter uttrykte preferanser er at en kan spørre om den eksakte endringen i fellesgodet en er ute etter å måle (også en *fremtidig* endring), og betalingsvilligheten vil omfatte både bruks- og ikke-bruksverdien.

Mens en i undersøkelser med "betinget verdsetting" spør direkte om respondentens betalingsvillighet for å få eller unngå en liten endring i fellesgodet, må betalingsvilligheten i valgeksperimenter utledes indirekte. Respondentene blir presentert for ulike valg, der miljøgodet gjøres tilgjengelig i ulik mengde eller kvalitet til varierende pris. Poenget med denne metoden er å utnytte at et gode ofte kan karakteriseres ved et sett med attributter (som for eksempel vannkvalitet, biologisk mangfold, egnethet for fiske osv.), hvis nivåer kan varieres gjennom valgeksperimentet sammen med den kostnaden respondenten står overfor ved de ulike kombinasjonene. Betalingsvilligheten på marginen for hver enkelt attributt og total betalingsvillighet for en samlet endring i flere, kan så utledes gjennom statistiske analyser. Vi går gjennom stegene i betinget verdsettingsundersøkelser, som er ganske like stegene som gjennomføres ved valgeksperimenter, fordi metoder basert på uttrykte preferanser kanskje er de mest aktuelle metodene å benytte for verdsetting av skader ved større oljeutslipp, der store ikke-bruksverdier kan påvirkes. Imidlertid, er det også mulig å kombinere uttrykte preferanser med bruk av andre metoder, for eksempel transportkostnadsmetoden for å kartlegge bruksverdiene på flere måter.

### ***Verdioverføring***

Metodene i Tabell 4.1 baserer seg alle på egne empiriske undersøkelser, enten ved bruk av markedsdata eller ved innsamling av data for uttrykte preferanser. En tredje type



metode utnytter i stedet eksisterende litteratur. Når markedspriser eller andre verdsettelsestimer mangler for en bestemt økosystemtjeneste, vil det være naturlig å spørre seg om eksisterende verdianslag på samme eller liknende tjeneste kan overføres fra tidligere studier for å si noe om verdien av tjenesten.

Dersom det foreligger en eller flere verdsettelsesstudier for et gode eller tjeneste, er det et spørsmål om en kan overføre verdianslagene fra stedet studien ble foretatt ("studiestedet") til det nye stedet en ønsker verdier for ("beslutningsstedet").

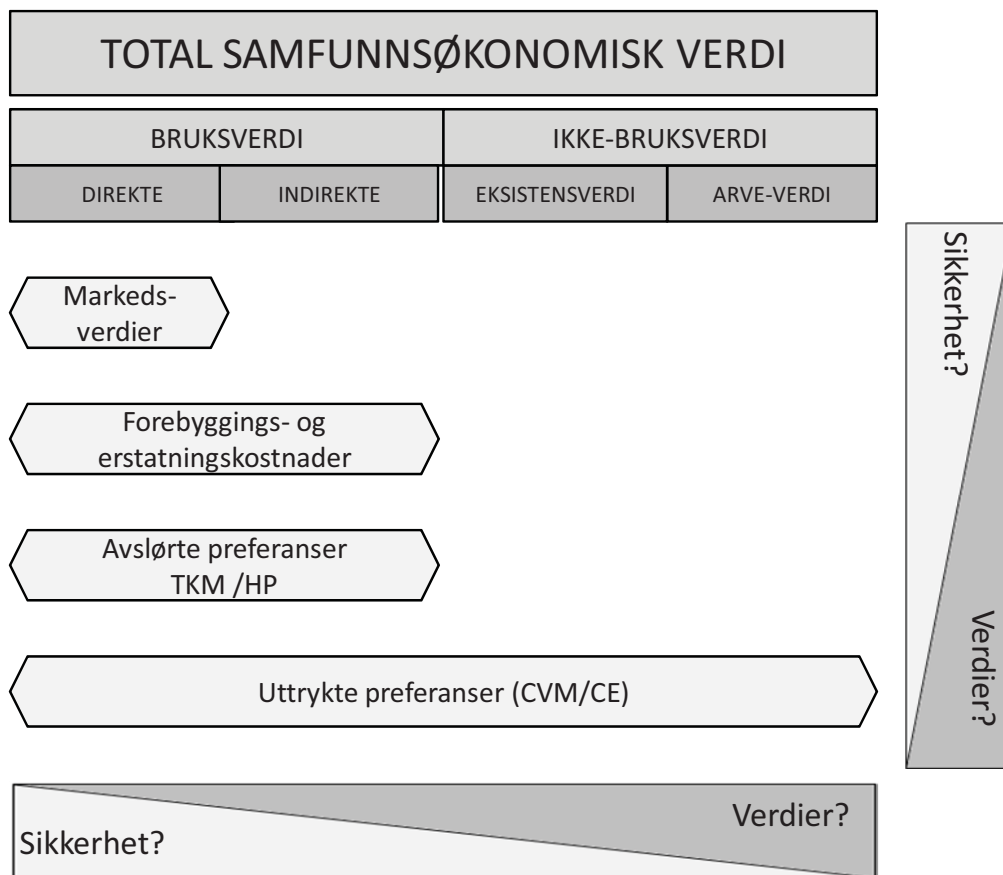
Fordelen med en slik overføring av verdianslag er at dette oftest er billigere enn å utføre nye verdsettelsesstudier. En annen, og ofte like viktig faktor, er at gjennomføring av nye studier er tidkrevende, og overføring av verdsettelsestimer fra eksisterende studier kan dermed være en langt raskere metode. Svakheten med "overføring av verdianslag" er rimeligvis at usikkerheten i verdianslagene øker. Som vi kommer tilbake til i neste kapittel, er det til nå kun to studier i Norge som verdsetter skader ved oljeutslipp og begge disse har dessuten svakheter. Verdioverføring er dermed mest aktuelt som en strategi for å kunne overføre resultater fra eventuelle nye verdsettelsesstudier til flere beslutninger i fremtiden som krever samfunnsøkonomiske vurderinger. Vi kommer tilbake til hvordan det kan gjøres i kapittel 6.

## 4.2 Egnethet for verdsetting av miljøeffekter for hav og kyst

Figur 4.2 knytter de verdsettelsesmetodene vi har diskutert til bruks- og ikke-bruksverdier, til størrelse av verdiene og usikkerheten en kan regne med i anslagene. Figuren illustrerer at når vi beveger oss fra bruksverdier til ikke-bruksverdier, og fra markedsbaserte metoder til metoder som bygger på uttrykte preferanser, skjer det noe med de verdiene som omfattes og sikkerheten i anslagene.

For goder og tjenester som har markedspriser, er det naturlig å benytte disse prisene og metoder som bygger på markedspriser. Figur 4.2 illustrerer at slike metoder kun fanger opp bruksverdiene. Eksempler på marine tjenester som kan verdsettes på denne måten er kommersielle fiskeressurser og andre marine produkter som selges i markedet, eller turistprodukter (som for eksempel dykking og hvalsafari) som påvirkes negativt av oljeutslipp.

**Figur 4.1 Verdier og metoder for verdsetting av økosystemtjenester.**



TKM= transportkostnadsmetoden, HP = eiendomsprismetoden, CVM = betinget verdsettingsmetoden (Contingent Valuation method) og CE = valgekspesimenter (Choice Experiment). Metodene er beskrevet i avsnitt 4.2. Kilde: Magnussen m.fl. (2010b).

Figuren illustrerer også at usikkerheten i anslagene øker når vi går fra goder med markedspris til goder som må verdsettes med metoder som betinget verdsetting. Men den illustrerer også at kun en liten del av verdiene kan fanges opp dersom vi kun benytter markedsbaserte metoder og metoder som bygger på avslørte preferanser. For den store delen av marine økosystemtjenester som har kun – eller et stort innslag av – ikke-bruksverdier, er det bare metoder som bygger på uttrykte preferanser som kan benyttes. Dette er metodene betinget verdsetting ("betalingsvillighetsundersøkelser") og valgekspesimenter.

Finansdepartementet (2005) slår også fast at ingen markedsbaserte metoder (dvs. avslørte preferanser) 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, og det er variasjon i reisekostnader for dem som benytter godet). Hedonisk prising kan bare brukes under meget bestemte betingelser og har derfor begrenset anvendelighet til vurdering av skader ved oljeutslipp i praksis i Norge.

Finansdepartementet konstaterer også at 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.

Betinget verdsetting er imidlertid også omdiskutert i en del sammenhenger. Dette gjelder særlig ved verdsetting av miljø- og ressursgoder der det er urimelig å anta at respondentene har erfaring med å gjøre valg som påvirker tilbudet av disse godene. Videre kan det være tid- og kostnadskrevende å gjennomføre gode originalundersøkelser med bruk av betinget verdsetting.<sup>7</sup> Derfor må en i praksis ofte ty til verdioverføringer fra tidligere betinget verdsettingsundersøkelser.

I enkelte tilfeller vil bruk av ulike verdsettingsmetoder kunne utfylle hverandre snarere enn å utelukke hverandre. Derfor gis det ingen entydige anbefalinger om valg av metode. Imidlertid gjør de uavklarte spørsmålene knyttet til betinget verdsetting som metode at Finansdepartementets veileder anbefaler i størst mulig grad å utnytte den informasjonen som ligger i observert adferd (dvs. avslørte preferanse-metoder). Dersom betinget verdsetting likevel benyttes i stedet for eller i tillegg til markedsbaserte metoder, må det stilles høye metodekrav til undersøkelsene.

Som vi var inne på i avsnitt 4.1. er det i en del tilfeller svært dyrt å gjennomføre nye, originale og tilfredsstillende verdsettingsstudier, og et alternativ vil da være å overføre verdieslimater fra tidligere studier ved hjelp av etablerte teknikker for verdioverføring. Imidlertid medfører slike overføringer økt usikkerhet i forhold til den metodiske usikkerheten i den originale verdsettingstudien av en spesifikk miljø- eller helseeffekt. I henhold til Finansdepartementet (2005) vil usikkerheten ved overføringer være akseptable for bruk i samfunnsøkonomiske analyser, særlig hvis de underliggende verdsettingsstudiene er av høy kvalitet, er gjort av tilsvarende miljøgoder og er foretatt nært i tid og rom. Vi kommer tilbake til dette i kapittel 6, og i vedlegget gjengis retningslinjer for slik verdioverføring.

### ***Oppsummering av relevans for verdsetting av skader ved oljeutslipp***

Oljeutslipp vil kunne påvirke fiskebestander og turisme, noe en best kan verdsette ved bruk av markedspriser. Kostnadsbaserte metoder, for eksempel kostnader ved beredskapstiltak, er ikke egnet til å si noe om velferdstapet ved utslipp og kan ikke brukes i de tilfellene der en ønsker å si noe om samfunnsøkonomisk dimensjonering av slike tiltak (pga. sirkelargumentasjon).

Større oljeutslipp langs norskekysten, eller mer moderate oljeutslipp i områder som er spesielt sårbare eller med spesielt stor miljøverdi som for eksempel Lofoten, vil sannsynligvis ha store *ikke-bruksverdier* for en stor del av Norges befolkning. For å verdsette dette velferdstapet, er det kun uttrykte preferanser som er aktuell metodisk tilnærming til tross for de svakhetene som hefter ved at metoden bygger på hypotetisk atferd.

For mer moderate oljeutslipp i områder der det enten bor få mennesker eller der miljøkvalitetene uansett ikke er spesielt verdifulle eller sjeldne, kan det først og fremst være *bruksverdier* som reduseres. Det taler for at en kan benytte transportkostnadsmetoden (eller i mer begrenset grad eiendomsprismetoden) til å si

---

<sup>7</sup> Det er imidlertid også tid- og kostnadskrevende å gjennomføre studier basert på reisekostnadsmetoden eller hedonisk prising, da disse også krever omfattende datainnhenting og -bearbeiding.

noe om bruksverdier. I praksis er hedonisk prising utfordrende å bruke, bl.a. på grunn av krav til mye informasjon om hus og hytter som har vært solgt i områder som har vært påvirket av oljeutslipp. Det er for eksempel ikke noe stort antall hytter som omsettes per år langs kysten, og enda færre som kan knyttes direkte til områder som har opplevd oljeutslipp. Transportkostnadsmetoden har også sine problemer, men er kanskje alt i alt bedre egnet til å anslå tapt rekreasjonsverdi eventuelt i kombinasjon med metoder som bygger på uttrykte preferanser.

### **4.3 Typiske steg i betinget verdsetting av (å unngå) skader ved oljeutslipp**

Som beskrevet over, er det kun verdsettingsmetoder som bygger på at folk gir uttrykk for sine preferanser i spørreundersøkelser som kan benyttes til å verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier, og som derfor er mest aktuelle for å verdsette miljøkvalitetsendringer knyttet til for eksempel oljeutslipp. Vi vil derfor gi en mer utfyllende beskrivelse av hvordan slike undersøkelser kan gjennomføres i praksis.

Betinget verdsetting og valgekspesimenter har mange fellestrekk. Begge er basert på spørreskjemaer og flere av delene av spørreskjemaet er også ganske like. For å illustrere fremgangsmåten i metoder som bygger på uttrykte preferanser gjengir vi de viktigste trinnene i en betinget verdsettingsstudie for å beskrive hva som kan verdsettes, hvilke utfordringer det byr på og mulige løsninger. Et spørreskjema for betinget verdsetting består ofte av følgende deler:

#### **0) Innledende del**

Innledningsvis spørres det om folks preferanser for ulike typer fellesgoder for å sette det fellesgodet vi ser på inn i en større sammenheng, og dermed unngå overfokusering på dette (og en overestimering av betalingsvilligheten for dette spesifikke miljøgodet). Det betyr både at en ønsker å sette miljøgodet i sammenheng med andre miljøgoder og med andre samfunnsoppgaver mer generelt. Den innledende delen spør også ofte om bruk knyttet til det miljøgodet det er snakk om (for eksempel hvor ofte en er på kystbesøk, fisker osv).

#### **1) Scenariobeskrivelse**

Scenariobeskrivelsen innebærer beskrivelse av fellesgodet som skal verdsettes, *med* og *uten* tiltak. Beskrivelsen består for eksempel av en kort, verbal beskrivelse, samt fremvisning av illustrasjoner som kart og bilder, visualiseringer av hvordan et oljeutslipp ville spre seg, hvordan det ville påvirke dyr og planter i sjøen og langs strender som påvirkes og hvordan ulike økosystemtjenester ville påvirkes.

Beskrivelsen må være nøytral og vitenskapelig korrekt, men samtidig forståelig for folk flest og akseptabel for alle.

#### **2) Beskrivelse av tiltaket**

For at det skal være realistisk å oppnå en miljøforbedring eller å unngå en miljøforverring, som for eksempel å unngå et oljeutslipp, må det gis en beskrivelse av realistiske tiltak som kan føre til dette resultatet. I dette tilfellet kan aktuelle tiltak være både avvergende tiltak, som flere og bedre farleder eller navigasjonsinstallasjoner, eller økt beredskap i form av lenseutstyr, beredskapspersonell osv. Som nevnt, er det flere av Kystverkets tiltaksområder som kan gi opphav til de samme effektene.

Angående 1) og 2): Scenarier og tiltak må beskrives verbalt og gjerne med fremvisning av bildemateriale, figurer og eventuelt kart. Beskrivelsene må være korrekte og forståelige, og endringene må være slik at de kan oppfattes av respondenten. Hver respondent kan stilles et visst antall betalingsvillighetsspørsmål (BV-spørsmål), men en bør ikke stille altfor mange betalingsvillighetsspørsmål til samme respondent for ikke å "slite dem ut" slik at kvaliteten på svarene går ned.

Hvis det er mange alternativer en ønsker å verdsette (for eksempel forskjellige scenarioer som involverer ulike oljemengder) er en vanlig metode å dele utvalget inn i flere delutvalg som kan få et akseptabelt antall alternativer å forholde seg til. Oppdeling i delutvalg gjør at det er behov for større totalutvalg for å kunne få resultater med god nok statistisk sikkerhet. Det betyr at undersøkelsene blir dyrere, i hvert fall hvis personlige intervjuer benyttes.

Et viktig trinn ved verdsetting av estetiske effekter er visualiseringer slik at ulike alternativer kan illustreres på en god måte. Samtidig er det slik at visualiseringer (bildemanipulasjon) er ganske kraftfulle uttrykk, slik at det må jobbes med bildene for å gi en "nøytral" illustrasjon av det vi er ute etter. Visualiseringene bør på forhånd, så langt det er mulig, forevises ulike interessenter slik at de kan enes om en nøytral visualisering. Scenariobeskrivelsen bør sjekkes med faglige eksperter, viktige interessenter og testes i fokusgrupper og i pilotundersøkelser.

### **3) *Betalingsmåte***

Aktuelle betalingsmåter er økt skatt, for eksempel øremerket til oljevernberedskap eller lignende. Betalingsmåten må være realistisk og rettferdig, det vil si sannsynliggjøre at alle må betale og at ingen kan være "gratispassasjerer".

Erfaringsmessig er folk ganske opptatt av betalingsmåten, og dette valget er derfor viktig for resultatet (blant annet for andel nullsvar, protestnullsvar etc.). Dette bør derfor testes nøye i fokusgrupper og pilottester.

### **4) *Betalingsvillighetsspørsmål***

Når scenariet er beskrevet, spørres respondenten om sin maksimale betalingsvillighet (BV) for å få eller unngå denne endringen. For oljeutslipp er det best å spørre om BV for å unngå fremtidige utslipp av en bestemt størrelse. Dette var en av metodene som ble benyttet for å verdsette skadene ved Exxon Valdez-ulykken.

BV-spørsmålet kan stilles som et "åpent" eller "lukket" betalingsvillighetsspørsmål. Et åpent betalingsvillighetsspørsmål er av typen: "Hva er din husstand maksimalt villig til å betale per år, som en ekstra skatt for å unngå de effektene av oljeutslippet som er beskrevet?" For å hjelpe respondentene med vanskelige vurderinger fremvises ofte et såkalt betalingskort der en rekke beløp er oppgitt. Respondenten kan så indikere et beløp eller et intervall i betalingskortet.

I et "lukket" betalingsvillighetsspørsmål er spørsmålet av typen: "Er din husstand villig til å betale X kroner per år som en økt skatt for å unngå de effektene av oljeutslippet som er beskrevet?" Beløpet X varieres i ulike delutvalg. Det foreligger nå mye litteratur med sammenligning av åpne og lukkede betalingsvillighetsspørsmål. Resultatene fra disse studiene tyder på at åpne spørsmål kan ha en tendens til underestimering av

betalingsvilligheten mens lukkede spørsmål kan ha en tendens til å overestimere betalingsvilligheten.

Årsaker til nullsvar kartlegges for å skille mellom reelle nullsvar (de som ikke opplever noen reell velferdsendring) og protest-nullsvar (de som for eksempel mener at de allerede betaler for mye skatt, at miljø ikke kan verdsettes i penger, ikke tror at tiltaket vil føre fram osv). Med protestnullsvar menes de som har positiv betalingsvillighet, men av en eller annen grunn protesterer mot noe i spørsmålsstillingen og derfor oppgir null i betalingsvillighet. Om disse protestnullsvarene regnes som null i utregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand, vil vi underestimere denne. Det er derfor viktig å skille ut protestnullsvarene og ta dem ut ved beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand (og dermed implisitt anta at protestnullsvarene har en reell betalingsvillighet lik gjennomsnittet).

### **5) Bakgrunnsspørsmål**

Respondentenes vurdering av scenarienes troverdighet undersøkes, betalingsvillighet for ulike omfang av effektene testes – for eksempel lengden på strandsonen som påvirkes av et oljesøl, antall oljesøl per år etc.; avstand fra respondentenes bolig til strandsonen som påvirkes av utslippet, respondentenes holdninger, informasjonsnivå, sosioøkonomiske data (alder, kjønn, utdanning, inntektsnivå osv.). Bakgrunnsdataene brukes ofte til å undersøke troverdigheten i svarene, bl.a. ved å undersøke hvordan betalingsvilligheten varierer med økonomiske og andre variable. Men denne informasjonen er også viktig i verdioverføring, der en estimert betalingsvillighetsfunksjon som kan overføres til et annet område (se vedlegg).

Utvalget skal sikre representativitet mht. sosioøkonomiske forhold, som alder, kjønn, utdanning osv. Men det er også viktig å kartlegge andre forhold som kan ha betydning for folks betalingsvillighet, for eksempel boavstand fra kyst, holdninger til miljøtiltak osv.

Om gjennomføring:

### **6) Innhenting av verdsetningsdata - sampling**

Spørreundersøkelsen kan skje ved personlige intervjuer, eller per telefon, post eller internett. Alle metoder har sine styrker og svakheter. Det har lenge vært antatt at en får best kvalitet ved personlige intervjuer, men internettintervjuer er i ferd med å seile opp som den foretrukne metoden etter hvert som internetttilgang får stadig større utbredelse i befolkningen (se Lindhjem og Navrud 2011). Internettundersøkelser har lave kostnader, og det tar kortere tid (og er rimeligere) å innhente data. Det er enklere å nå respondenter på denne måten, selv om det fortsatt er en del som ikke har internetttilgang. Internettbaserte undersøkelser gir også gode muligheter for å visualisere de endringene tiltaket gir.

I forkant av selve spørreundersøkelsen gjennomføres fokusgrupper for utsjekking av problemstillinger og viktige deler av spørreskjemaet, som scenario- og tiltaksbeskrivelsen og visualiseringene. Det bør også gjennomføres pilottesting av spørreskjemaene i forkant av hovedundersøkelsen, for å luke ut eventuelle gjenværende misforståelser knyttet til bestemte spørsmålsformuleringer eller lignende.



### **7) Utvalg og utvalgsstørrelse**

I utgangspunktet er det den "berørte befolkningen" som skal spørres, og utvalgsstørrelsen må være "stor nok" til at vi får tilstrekkelig sikkerhet i estimatene. Med den "berørte befolkningen" menes ikke bare de som berøres direkte av et oljeutslipp, det vil si de som kan se eller merke endringene på egen rekreasjon, fiskevirksomhet eller lignende. Hele den norske befolkning kan i utgangspunktet tenkes å anses som berørt befolkning hvis utslippet er stort nok eller berører et område som er unikt i nasjonal sammenheng fordi de kan ha ikke-bruksverdier knyttet til å unngå effektene av et oljeutslipp.

En ville vente at betalingsvilligheten er størst lokalt, og derfor er det viktig å ha et eget utvalg av den lokale og/eller regionale befolkningen. Bruksverdier kan ventes å avta med avstand fra berørt kystområde (såkalt "distance decay"). Ikke-bruksverdier trenger ikke å variere med avstand til et berørt område. Som vi diskuterer i kapittel 6, kan det være gode grunner for å kombinere lokale og nasjonale empiriske undersøkelser, for å sikre at både bruks- og ikke-bruksverdier dekkes på en god måte. Nødvendig total utvalgsstørrelse vil avhenge av hvor mange underutvalg en finner det nødvendig å ha, noe som igjen har sammenheng med hvor mange prosjekialternativer (for eksempel antall ulike utslippsscenarier) en tar sikte på å verdsette.

### **8) Analyse og rapportering**

Analysen skal skje i henhold til "state-of-the-art" for den aktuelle metoden. Bateman m.fl. (2002) gir god veiledning for gjennomføring og rapportering av både betinget verdsetting og valgekspesimenter.

## 5. Tidligere verdsettingsstudier

### 5.1 Innledning

I dette kapitlet gir vi først en oversikt over typiske verdier og metoder, og aktuelle eksempler på studier for marine økosystemtjenester generelt. Marine økosystemtjenester, i form av støttende, regulerende, kulturelle og produserende tjenester, vil alle i større eller mindre grad bli påvirket av et utslipp, men ikke alle effekter kan verdsettes i praksis.

Andre del av kapitlet går gjennom de viktigste nasjonale og internasjonale studiene som har forsøkt å verdsette miljøeffekter forårsaket av ulike typer akuttutslipp av petroleumsprodukter. Dette er hovedsakelig utslipp fra skipstrafikk. Felles for de fleste av disse studiene er at de ikke bruker rammeverket for økosystemtjenester eksplisitt i verdsettingen. Vi legger mest vekt på studier av større akutte oljeutslipp, dvs. utslipp som medfører velferdstap i form av tapte bruks- og ikke-bruksverdier. Vi inkluderer imidlertid også en oversikt over, og eksempler fra, studier som hovedsakelig har hatt til hensikt å beregne tapte rekreasjonsverdier (som inngår i bruksverdiene) det ikke finnes markedspriser for. Vi ser ikke på ulykkeskostnader som i Kystverkets veileder<sup>8</sup> består av kostnader som alle er prissatte.

Kapitlet avsluttes med en vurdering av om eksisterende studier av velferdstap ved utslipp er tilstrekkelig i antall, kvalitet og relevans til bruk i verdioverføring til relevante samfunnsøkonomiske analyser i Norge.

### 5.2 Verdsetting av marine økosystemtjenester – verdier, metoder og eksempler

Magnussen m. fl. (2010a,b) drøfter metoder og eksempler for verdsetting av marine økosystemtjenester generelt og Barentshavet - Lofoten spesielt. I denne drøftingen inngikk også en litteraturoversikt over norske (og en del internasjonale) studier knyttet til de ulike marine økosystemtjenestene. Tabellene 5.1-5.3 oppsummerer denne oversikten i noe revidert form.

#### ***Støttende og regulerende økosystemtjenester***

Tabell 5.1 gir først en oppsummering av typer verdier, metoder og eksempler for støttende og regulerende tjenester. Disse tjenestene er i liten grad endelige tjenester som gir velferd direkte, men understøtter "produksjonen" av slike endelige tjenester (se for eksempel Boyd og Banzhaf 2006, USEPA 2009). Imidlertid kan slike tjenester også ha ikke-bruksverdier knyttet til seg, så i noen tilfeller kan det forsvares å forsøke å verdsette dem direkte (samtidig som en må passe seg for "dobbelte telling", som nevnt i kapittel 3). Det som er relevant i vår sammenheng er hvordan disse tjenestene påvirkes av et eventuelt oljeutslipp.

Det er i realiteten ingen studier vi kjenner til, som har forsøkt å verdsette regulerende og støttende tjenester direkte, men det er noen eksempler på verdsetting som

---

<sup>8</sup> Som blant annet inkluderer dødsfall og personskader, skader på skip og last og diverse kostnader knyttet til berging, opprydding og etteraktiviteter. Se Tabell 6.1 i Kystverket (2007). Se også kapittel 4.5 i Ibenholt m.fl. (2010) for en diskusjon.

inkluderer disse tjenestene mer indirekte. Vi kommer til eksemplene som verdsetter det å unngå skader fra oljeutslipp spesielt i kapittel 5.3.

**Tabell 5.1 Støttende og regulerende tjenester: Forenklet oversikt over økosystemtjenester, type verdier, verdsettingsmetoder og eksempler for marine områder.**

	Type verdi	Verdsettingsmetoder	Eksempler/kommentarer
Støttende tjenester			
Vedlikehold av biogeokjemiske sykluser, primærproduksjon, vedlikehold av næringsnettdynamikk, vedlikehold av biodiversitet, vedlikehold av habitater/leveområder, vedlikehold av resiliens (robusthet)	Ikke-bruksverdi; grunnlag for andre tjenester	Uttrykte preferanser (Kan synliggjøre grunnlag for andre tjenester)	Norske eksempler: - Ikke-bruksverdier av forbedret vannkvalitet som del av totalverdi; - Verdsatt det å unngå skader på marine og kyst-økosystemer av oljeutslipp (to studier fra Norge, flere internasjonalt: Se kap 5.3)
Regulerende tjenester			
Klimatisk og atmosfærisk regulering (for eksempel CO <sub>2</sub> -binding)	Bruksverdi (indirekte) Ikke-bruksverdi; grunnlag for andre tjenestene	Erstatningskostnader (skyggeprosjekt); sparte kostnader til rensing; Uttrykte preferanser (for ikke-bruksverdiene)	Kan regne på tonn CO <sub>2</sub> bundet i havet*skadekostnad per tonn (for eksempel CO <sub>2</sub> -kvotekostnad), men obs på kapasitetsgrense
Tilbakeholdelse av sedimenter (sedimentretensjon)			Ikke beregnet for Norge
Regulering av eutrofiering (overgjødsling)			Norge: Betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedring i Nordsjøplanområdet. Tilsvarende for Østersjøen, Storbritannia m.fl.
Biologisk regulering			Ingen norske; noen svenske eksempler finnes
Regulering av skadelige stoff (for eksempel miljøgifter, olje, søppel)			Norge: Betalingsvillighet for å fjerne miljøgifter i Grenlandsfjordene. Flere studier

Kilde: Basert på Magnussen m.fl. (2010b). Note: Tabellen er ikke uttømmende mht. type verdi og verdsettingsmetoder, men peker på viktige/"typiske" verdier/metoder.

### **Produserende økosystemtjenester**

De produserende økosystemtjenestene representerer de mest kjente og mest synlige goder og tjenester fra havet; blant annet fisk, skalldyr og energi, men også genetiske

ressurser og mulige produkter for bioteknologi-industrien (se Tabell 5.2). Kommersielt fiske og akvakultur (og potensielle olje- og gassressurser) er blant de tjenestene som oftest verdsettes i kroner, og som naturlig vil inngå som en prissatt effekt i Kystverkets veileder, i den grad en kan kvantifisere den fysiske effekten av utslipp på tilbud og etterspørsel etter fiske- og akvakulturprodukter.

Av de øvrige tjenestene er det de i kategorien "ikke-spiselige produkter, inkludert olje og gass", og fisk som lodde, som inngår som en viktig bestanddel i fiskemel og fiskeolje som brukes til fôr i oppdrett og husdyrhold, som enklest kan verdsettes ved hjelp av markedspriser.

De øvrige produserende godene og tjenestene representerer i stor grad mulige fremtidige bruksverdier (opsjonsverdier). Det gjelder for eksempel genetiske ressurser og ressurser for farmasøytisk, kjemisk og bioteknologisk industri. Dette er områder der det satses betydelige midler i dag, men der verdiene i liten grad har materialisert seg.

**Tabell 5.2 Produserende økosystemtjenester: Forenklet oversikt over økosystemtjenester, type verdier, verdsettelsesmetoder og eksempler for marine områder.**

Tjeneste	Type verdi	Aktuelle økonomiske verdsettelsesmetoder	Eksempler/kommentarer
Produserende tjenester			
Produksjon/forsyning av mat for menneskelig konsum	Bruksverdi	Markedspris	Beregnet førstehåndsverdier for fiske og oppdrett. Oftest bruttoverdier som oppgis.
Ikke-spiselige produkter, inkludert olje og gass	Bruksverdi, opsjonsverdi	Markedspris/erstatningskostnad	Eks.: Lodde til fôr, petroleumspotensial vurdert. Ellers potensielt viktige, men foreløpig ikke verdsatt
Genetiske ressurser	Bruksverdi, opsjonsverdi, kvasi-opsjonsverdi	Markedspriser, uttrykte preferanser	Potensielt store, men vanskelig å verdsette
Ressurser for farmasøytisk, kjemisk og bioteknologisk industri	Bruksverdi, opsjonsverdi, kvasi-opsjonsverdi	Markedspriser, uttrykte preferanser	Potensielt store, men ikke verdsatt. Implisitt vurdert gjennom midler til FoU.
Dekorative ressurser (for eksempel skjell og selskinn)	Bruksverdi, opsjonsverdi	Markedspriser	Relativt lite utbredt, ikke verdsatt
Energiforsyning fra havet (unntatt olje og gass)	Bruksverdi	Markedspriser	Lite utbredt i dag, potensielt viktig
Areal og vannveier	Bruksverdi, opsjonsverdi	Markedspris for alternativ bruk av areal	Kun verbalt beskrevet i Norge, kostnader oppstår ved arealkonflikter.

Kilde: Basert på Magnussen m.fl. (2010b). Note: Tabellen er ikke uttømmende mht. type verdi og verdsettelsesmetoder, men peker på viktige/"typiske" verdier/metoder.

### **Kulturelle økosystemtjenester**

Til slutt omtales de kulturelle økosystemtjenestene, som inkluderer tjenester som rekreasjon og turisme, ivaretagelse av kulturell arv og identitet og verdien av "havets testament" (se Tabell 5.3).

Når det gjelder verdier i turistnæringen, er dette verdier som ofte verdsettes i kroner, og som i likhet med fiske- og akvakulturprodukter kan verdsettes ved bruk av markedspriser, så sant en med tilstrekkelig presisjon kan anslå betydningen av utslipp for tilbud og etterspørsel.

Det er betydelige rekreasjonsinteresser knyttet til norske kystområder. Imidlertid finnes det lite datagrunnlag knyttet til utbredelsen av slike aktiviteter, og hvor mange

”rekreasjonsdager” som utøves for eksempel med fiske, jakt, fugletitting, opphold ved kyst og hav etc. Det er få studier som forsøker å kvantifisere kystnære og marine rekreasjonsverdier i Norge, og ingen vi er kjent med er koblet til utslipp av petroleumsprodukter.

De øvrige godene og tjenestene, som for eksempel estetiske verdier, kulturell arv og identitet og havets testament, er viktige verdier knyttet til marine områder. De er imidlertid vanskelige å verdsette i kroner. For å forsøke å sette kroneverdier på denne typen verdier, må en benytte metoder som bygger på uttrykte preferanser, som betinget verdsetting eller valgekspesimenter.



**Tabell 5.3 Kulturelle økosystemtjenester: Forenklet oversikt over økosystemtjenester, type verdier, verdsettingsmetoder og eksempler for marine områder.**

Tjeneste	Type verdi	Aktuelle økonomiske verdsettingsmetoder	Eksempler/kommentarer
Kulturelle tjenester			
Rekreasjon og turisme	Bruksverdi, opsjonsverdi Ikke-bruksverdi,	Markedspris/TKM/uttrykte preferansemetoder	Mange eksempler for rekreasjonstjenester; fiske, jakt. Ofte bruttoprodukt (eller -produksjons)verdier for turisme
Estetiske verdier	Bruksverdi og ikke-bruksverdi	Uttrykte preferanser/TKM for tilreisende; oppgitte preferanser/HP for fastboende	Få studier av estetikk med overførbarhet til hav i Norge; mest aktuelt: BV for å få vindmøller lenger til havs i Danmark
Vitenskap og utdanning	Bruksverdi, opsjonsverdi, ikke-bruksverdi kvasi-opsjonsverdi	Erstatningskostnader, "implisitt verdsetting" i form av bevilgninger til FoU	Vanskelig å verdsette i kroner. Kun implisitt verdsetting i form av bevilgning til FoU
Kulturell arv og identitet	Ikke-bruksverdi	Uttrykte preferanser	Vanskelig å verdsette fullt ut i kroner. Norge: Verbal beskrivelse. Sverige: BV for bevaring av kulturelt viktig fiske
Inspirasjon til kunst og reklame	Bruks- og ikke-bruksverdi	Markedspriser	Ikke prissatt. Kun verbalt beskrevet i Norge
Havets testament	Ikke-bruksverdi	Uttrykte preferanser	Norge: Ikke-bruksverdi som andel av total betalingsvillighet knyttet til vannkvalitet i Nordsjøplanområdet.

Kilde: Basert på Magnussen m.fl. (2010b). Note: Tabellen er ikke uttømmende mht. type verdi og verdsettingsmetoder, men peker på viktige/"typiske" verdier/metoder. Forklaring til tabellen: TKM = Transportkostnadsmetoden, HP = hedonisk prissetting; også kalt eiendomsprismetoden.

Vi går i neste avsnitt først gjennom studier av relevans for å beregne bruksverdier, særlig knyttet til rekreasjon. Vi går så nærmere inn på studier som har brukt uttrykte preferanser til å anslå tap av både bruks- og ikke-bruksverdier.

### 5.3 Studier av bruksverdier knyttet til rekreasjon

Noen av de viktigste bruksverdiene som normalt ikke kan anslås ved bruk av markedsbaserte metoder eller ved direkte anvendelse av markedspriser, er rekreasjonsverdiene som går tapt ved utslipp. Det er rekreasjon som er den vanligste kulturelle økosystemtjenesten som verdsettes, kanskje den mest verdsette i hele

miljøøkonomilitteraturen. Vi gir ikke en uttømmende oversikt over denne litteraturen her, men gir smakebiter som er spesielt relevante for Norge og for oljeutslipp.

Samfunnsøkonomisk verdi av uorganiserte fritidsaktiviteter kan, som nevnt, verdsettes i form av utøvernes rekreasjonsverdi (dvs. konsumentoverskuddet av å utøve aktiviteten; definert som forskjellen mellom det de betaler for opplevelsen og det de maksimalt kunne vært villig til å betale). I tidligere studier er denne rekreasjonsverdien ofte målt som en verdi per rekreasjonsdag som så kan multipliseres med antall aktivitetsdager (en aktivitetsdag er definert som at én person utøver aktiviteten én dag; uavhengig av hvor mange timer per dag aktiviteten utøves). Verdien av selve rekreasjonsaktivitetene kommer i tillegg til den tapte verdiskapingen i reiselivet som følge av et utslipp.

I Norge og Norden finnes det noen studier som vurderer bruksverdier knyttet til fritidsfiske, gjerne verdsatt ved bruk av betinget verdsetting (for eksempel Toivonen m.fl. (2000) og Navrud (2001)). Disse studiene omhandler typisk innlandsfiske, for eksempel betalingsvilligheten per år per fisker for å fiske i lakse- og sjørretvassdrag. Studier som bruker transportkostnadsmetoden og betinget verdsetting viser at disse to uavhengige metodene gir verdier av samme størrelsesorden, og at rekreasjonsverdien for én fiskedag i en god lakse- og sjørretelv som Gaula, for eksempel, ligger i størrelsesorden 400 (1994-) kr, mens i forsuredede elver med lite laks og hovedsaklig sjørret, er rekreasjonsverdien for en fiskedag omrent det halve. Magnussen m.fl. (2010b) anslår for eksempel med utgangspunkt i studiene ovenfor at med en rekreasjonsverdi per fiskedag på mellom kr 270 og 810, vil rekreasjonsverdiene knyttet til egen befolkning (ikke tilreisende) i de tre nordligste fylkene i Norge ligge på mellom 270 og 800 millioner kroner per år. Det er imidlertid ikke uproblematisk å bruke et slikt anslag i verdioverføring, fordi tallene er relativt gamle og til dels ganske usikre (selv om det relativt store antallet studier som gir verdier i samme størrelsesorden øker sikkerheten i anslagene sammenlignet med goder som er verdsatt i færre studier).

I tillegg til tradisjonelle friluftaktiviteter som jakt og fiske, foregår det også flere andre aktiviteter til havs og langs kysten; som fugletitting, dykking, padling, surfing, havsafari inkludert hval- og selsafari etc. De som er involvert i disse aktivitetene er færre, men rekreasjonsverdien per aktivitetsdag er antagelig enda høyere enn for jakt og fiske. Det er ikke gjort forsøk på å beregne total verdi av marine fritidssysler og rekreasjon i Norge, men et slikt forsøk er gjort for Storbritannia. Den totale nettonåverdien av marine fritidssysler og rekreasjon i Storbritannia ble i 2002 estimert til ca. 12 milliarder britiske pund (Beaumont m.fl. 2008). Denne verdien vil imidlertid ikke være totalt avhengig av marine økosystemer og deres kvalitet. Studien viser blant annet til at hvaler og delfiner er markedsført som en av Skottlands viktigste villmarksattraksjoner.

National Ocean Economics Program i USA har samlet studier av verdier knyttet til amerikansk rekreasjon.<sup>9</sup> På nettstedet er det oppgitt verdiestimer for en rekke rekreasjonsaktiviteter, organisert per aktivitet for følgende aktiviteter og tjenester: strender, rekreasjonsfiske, kyst- og havsafari/viltobservasjon, dykking, snorkling og ikke-bruksverdier. Estimatenes oppgis som konsumentoverskudd (rekreasjonsverdi) per aktivitetsdag for aktiviteter som fiske og dykking og lignende og betalingsvillighet per år for miljøtjenester og ikke-bruksverdier.

---

<sup>9</sup> <http://www.oceaneconomics.org>

Vi finner for eksempel at rekreasjonsverdien for dyreobservasjoner langs kysten og på det åpne havet (dvs. "coastal and marine wildlife viewing") for USA varierer betydelig, men for Alaska var konsumentoverskuddet for en "aktivitetsdag" med henholdsvis sjøfugl-titting i størrelsesorden \$ 133-240 (anslagsvis NOK 650 – 1200) og for hvaler: \$208 – 228 (NOK 1050 – 1150). Verdien av en dag med dykking eller snorkling utenfor USAs kyster varierer også betydelig, blant annet med sted, fra mindre enn 10 dollar per dag til ca. 160 dollar per dag (og også noe høyere for spesielle tilfeller), dvs. anslagsvis 50 – 800 kroner per dag i norske penger.

Det er en relativt stor litteratur i USA som verdsetter kystrekreasjon, både ved bruk av transportkostnadsmetoden og metoder som bygger på uttrykte preferanser. En større studie som har som ambisjon å si noe om tapet av økosystemtjenester etter Deepwater Horizon-ulykken i 2010 er under utarbeidelse (The National Academies Press 2011). Det er foreløpig ingen resultater, kun foreløpige vurderinger, bl.a. av hvilke metoder og tilnærminger som skal benyttes. Økonomisk verdsetting vil mest sannsynlig utgjøre en viktig del av videre arbeid med å beregne velferdstapet.

To eksempler som ser spesielt på tap av rekreasjonsverdier ved langt mindre oljeutslipp enn Deepwater Horizon er gitt i Boksene 5.1 og 5.2. Det første eksemplet beregner tapet av strandbesøk i et populært område på USAs sørkyst, gitt hypotetiske utslippsscenarioer som medfører at strendene må stenges. Det andre eksemplet er en typisk studie som beregner rekreasjonstapet knytte til fritidsfiske som del av USAs naturskadeerstatningsprosess som følge av et oljeutslipp i Charleston-området i South Carolina. Begge studiene benytter allment aksepterte varianter av transportkostnadsmetoden.

En tilsvarende studie fra Europa er Bonnieux og Rainelli (2003) som beregner tapte bruksverdier knyttet til fritidsfiske som følge av et utslipp fra skipet Erika utenfor kysten av Frankrike (Bretagne) i 1999. De benytter både transportkostnadsmetoden og betinget verdsetting og finner et tap per fisketur på rundt 4,5 Euro, noe som totalt gir et tap på rundt 100 millioner Euro.

### Boks 5.1 Verdien av tapte rekreasjonsdager på grunn av oljeforurensning langs Mexico-gulften

Parson m.fl. (2008) beregnet velferdstapet knyttet til hypotetisk stenging av flere strender på Padre Island National Seashore ved Mexico-gulften i Texas, USA (se kart nedenfor). Padre Island er den lengste uutbygde barriereøya i verden. De mest populære strendene er tilgjengelige med bil. Hensikten med studien er å estimere enhetskostnader for tap av rekreasjonsdager i dette området. Metoden som brukes, er transportkostnadsmetoden. Denne utnytter data innsamlet per telefon om rapporterte strandbesøk fra 884 utvalgte innbyggere i staten Texas. Videre ble det samlet inn data om ulike egenskaper ved alle strendene, så som rekreasjonsfasiliteter, vannkvalitet, andre fysiske kjennetegn osv. Valgmodellen som brukes, inkluderer 65 strender langs Texas' del av kysten. Basert på denne informasjonen simuleres velferdsendringer ved ulike stengingsscenarier, basert på tidligere forurensningshendelser. Til sammenligning beregner de også tapet ved stenging av strender i det mer befolkede Galveston-området.

Reisekostnadene ble beregnet til 36,5 cents per mile pluss eventuell inngangsbillett til stranden. Tidskostnaden ble verdsatt til 1/3 av brutto lønnsinntekt, som er vanlig i slike studier.

Gjennomsnittlige reisekostnader (reisekostnad pluss tidskostnad ved antakelse om 4 timer på stranden) utgjorde US \$ 118. Gjennomsnittlig kostnad for alle strender var US \$ 260.

Det totale tapet på Padre Island var høyest på helgedager i juli, og ble beregnet til 171 000 US \$ per dag strendene er stengt. Tapet var lavest på ukedager i september; ca. 25 000 US \$. Tap per besøk utgjorde ca. 28 US \$. Tilsvarende stengning av strendene nær Galveston ga totalt tap per dag på US \$263 000 (ukedager) og US \$852 000 (helgedag), noe som utgjorde et tap per besøk på ca. US \$30. Alle tall er i 2001 US \$. Mer detaljerte anslag er gitt i tabellen nedenfor, inkludert beregnet reduksjon i antall strandbesøk.

Det er verdt å merke seg at denne studien ble utført før Deepwater Horizon-utslippet i 2010.

Tabell 5.4 Velferdstap ved stenging av seks strender på Padre Island

<i>Month and Day of Week</i>	<i>Aggregate Loss</i>	<i>Per Trip Loss</i>	<i>Number of Trips Displaced</i>
<i>Weekday</i>			
May	\$32,194	\$27	1,207
June	41,389	27	1,524
July	52,896	28	1,869
August	34,521	26	1,311
September	25,130	38	884
<i>Weekend</i>			
May	\$103,445	\$27	3,868
June	133,096	27	4,886
July	171,346	28	6,030
August	109,753	26	4,157
September	82,438	28	2,895



Kilde: Parsons m.fl. (2008)

## **Boks 5.2      Verdien av tapt fritidsfiske som del av skadeoppgjør ved oljeutslipp i South Carolina**

Som følge av amerikansk lovgivning i naturskadeerstatninger ("Natural Resource Damage Assessments"), beregnes såkalt "lost-use damages" som del av skadeoppgjør ved forurensningshendelser. Dette eksemplet er hentet fra English (2004) som beregner skader knyttet til fritidsfiske etter et utslipp på ca. 45 000 liter olje fra skipet M/V Ever Reach nederst i Cooper River, som så spredte seg til Charleston havn og langs mer enn 50 km av Atlanterhavskysten i South Carolina, inkludert flere strender, og sump- og mudderhabitater. Økologiske skader ble beregnet separat og er ikke omhandlet her. Videre var kommersielle tap og utgifter som innbyggerne hadde i forbindelse med hendelsen, del av den private erstatningsprosessen.

Myndighetene bestemte at betydelige tap knyttet til spesielt fritidsfiske etter reker og skalldyr var sannsynlig, og at disse skulle estimeres. English (2004) beregner dette tapet ved bruk av transportkostnadsmetoden og utnytter en større spørreundersøkelse som undersøker folks endring i rekreasjonsatferd etter utslippet. Med denne metoden finner English (2004) at 4232 reketurer og 497 skalldyrturer gikk tapt i Charleston-området, til en total kostnad på mellom US\$ 82000 og 124 000.

Kilde: English (2004)

Det er også en stor litteratur i USA som verdsetter rekreasjonsverdier mer generelt, bl.a. drevet fram av krav til nytte-kostnadsanalyser. Rosenberger og Loomis (2001), og en oppdatert versjon av Loomis (2005), laget en svært mye sitert og omtalt sammenstilling av studier som verdsetter ulike typer rekreasjonsaktiviteter, bl.a. med mål om å bruke verdiene til nytteoverføring og samfunnsøkonomiske analyser innenfor USA (for eksempel mellom og innenfor stater) (se Tabell 5.5). Disse verdiene er fremkommet ved bruk av enten transportkostnadsmetoden eller metoder som bygger på uttrykte preferanser.

Som en kan se av tabellen varierer gjennomsnittlige verdier ganske mye (fra US\$ 6-395 per dag), noe som hovedsakelig reflekterer at enkelte aktiviteter er langt mer populære og høyere verdsatt enn andre. For noen kategorier finnes det relativt få studier, og estimatene er dermed mer usikre.

Aktiviteter som involverer vann direkte er godt representert og har verdier som varierer mellom US\$ 47 (strandbesøk) og US\$ 395 (windsurfing) per dag. Jakt og fiske er de kategoriene det er flest studier av. Jakt er representert med 192 studier bare i USA. Det har vært en del diskusjon om hvordan en kan bruke disse anslagene til forsvarlig verdioverføring. Vi kommer litt tilbake til dette i neste kapittel.



**Tabell 5.5 Gjennomsnittlig konsumentoverskudd (rekreasjonsverdi) per aktivitetsdag per person fra originale studier som brukte transportkostnads - eller betinget verdsettingsmetoden, i perioden, 1967-2003.**

Activity	Studies	Estimates	Mean	Standard error
	--- Number ---		----- 2004 doll.	
Backpacking	1	6	52.10	9.29
Birdwatching	4	8	29.60	8.35
Camping	29	48	37.19	5.77
Cross-country skiing	8	12	31.38	3.41
Downhill skiing	5	5	33.49	8.48
Fishing	129	177	47.16	4.81
Floatboating/rafting/canoeing	20	81	100.91	9.56
General recreation	15	39	35.10	8.69
Going to the beach	5	33	39.43	5.06
Hiking	21	68	30.84	4.33
Horseback riding	1	1	18.12	
Hunting	192	277	46.92	2.20
Motorboating	15	32	46.27	7.43
Mountain biking	7	32	73.78	12.11
Off-road vehicle driving	4	10	22.92	3.95
Other recreation	15	16	48.70	11.57
Picnicking	8	13	41.46	10.69
Pleasure driving (which may include sightseeing)	4	11	59.23	18.84
Rock climbing	4	27	56.26	6.86
Scuba diving	2	24	32.36	11.21
Sightseeing	15	28	36.84	8.80
Snorkeling	1	9	30.31	15.36
Snowmobiling	3	8	36.29	13.24
Swimming	11	26	42.68	6.14
Visiting environmental education centers	1	1	6.01	
Visiting arboretums	1	1	13.54	
Visiting aquariums	1	1	28.31	
Waterskiing	1	4	49.02	12.72
Wildlife viewing	69	240	42.36	2.64
Windsurfing	1	1	395.47	

Kilde: Utdrag av tabell 1 i Loomis (2005).

Litteraturgjennomgangen i Nordisk Ministerråd (2011) bekrefter at antall studier av verdien av rekreasjon langs kysten og til havs i Norge er svært begrenset. Det finnes som nevnt noen eldre studier av fritidsfiske, hovedsakelig i ferskvann. Våre nordiske naboland har liknende erfaringer. Det er få anvendelser av transportkostnadsmetoden og den hedoniske prismetoden (eiendomsprismetoden). Den eneste hedoniske prisstudien i Europa knyttet til vann, som vi er kjent med, er Artell (2010), som ser på sammenhengen mellom hytteverdier ved innsjøer og vannkvalitet. Det er derimot flere studier, bl.a. i Finland og Sverige, som ser på verdien av bedret vannkvalitet i det Baltiske hav, ved bruk av betinget verdsetting eller valgekspesimenter. De fleste av disse studiene er inkludert i en meta-analyse av Ahtiainen (2009). Det er få av studiene som ser spesielt på oljeutslipp, selv om det har vært økt fokus på dette problemet i det



senere (se for eksempel Naturvårdsverket (2008), og Ahtiainen (2007), som vi gjennomgår i neste underkapittel).<sup>10</sup>

#### **5.4 Studier som inkluderer både bruks- og ikke-bruksverdier**

Det er god grunn til å tro at det totale nyttetapet for befolkningen ved et større oljeutslipp er langt større enn tapte bruksverdier knyttet til rekreasjon, uansett hvor mye som ryddes i etterkant.

Allerede i 1967 slo John Krutilla fast i en berømt artikkel at bevaring av natur kunne ha økonomisk eksistensverdi uten tanke på bruk (Krutilla, 1967). Dette var ganske revolusjonerende blant økonomer på den tiden, som ellers så på natur som ressurser som kunne og burde utnyttes. Bevaring for bevaringens skyld ble sett på som bortkastet. Krutillas innsikt har gitt opphav til en annen tenkning innenfor økonomi og miljøpolitikk. For eksempel, ble det akseptert å beregne ikke-bruksverdier (såkalte "passive use value") som del av skadeoppgjøret etter utslippet fra Exxon Valdez i Alaska i 1989.

På samme måte som kysten i Alaska og naturområder på land omtales som viktige for vern av slike grunner som Krutilla trakk fram, vil store deler av norske hav- og kystområder inneholde en rekke miljøkvaliteter som de aller fleste aldri vil oppleve personlig (for eksempel korallrev og sjeldne arter), men som likevel kan ha stor verdi. En lang rekke studier i ulike land har vist at ikke-bruksverdier kan være betydelige (se for eksempel Carson 2011). At folk kan ha positiv betalingsvillighet for natur de selv aldri vil se eller oppleve, underbygges også av donasjoner folk gir til ulike organisasjoner, som for eksempel Regnskogfondet.

Vi har noen eksempler på verdsetting av bruks- og ikke-bruksverdier knyttet til hav og kyst i Norge ved bruk av uttrykte preferanser, men det er kun to studier som er knyttet til oljeutslipp, som vi går nærmere inn på nedenfor. Det er gjort verdsettingsstudier av å få bedre vannkvalitet i Nordsjøen, der både bruks- og ikke-bruksverdier ble utledet. Det er også gjennomført verdsettingsstudier i Grenlandsfjordene for å finne betalingsvilligheten for å unngå miljøgiftproblemer slik at kostholdsråd og omsetningsforbud kunne oppheves. Disse studiene er imidlertid ikke direkte relevante for vurderingen av velferdstap ved oljeutslipp.

I Tabell 5.6 har vi sammenstilt en oversikt over de mest kjente studiene av betalingsvillighet for økt oljevernberedskap eller for å unngå gjentakelse av bestemte akuttutslipp som har skjedd (som er den tilnærmingen en bør benytte når en skade allerede har inntruffet). Alle studiene gjennomfører egne empiriske analyser. Det finnes noen få studier som forsøker å beregne velferdstap ved utslipp (eksternaliteter) ved bruk av nytteoverføring basert på tidligere empiriske studier, som for eksempel Bigano m.fl. (2009). Vi går ikke nærmere inn på disse her, men kommer tilbake i kapittel 6 (og i vedlegget) til hvordan nytteoverføring kan benyttes hvis en har et tilstrekkelig antall studier å basere seg på.

---

<sup>10</sup> Det er også flere pågående vurderinger som er under slutføring i 2012 i regi av Naturvårdsverket og Havs- og vattenmyndigheten i Sverige som ser på behovet for nyere studier av velferdstap ved oljeutslipp i det Baltiske hav. Det foreligger utkast av disse rapportene, som ennå ikke er offentlige (per januar, 2012).

Studiene i tabellen inneholder anslag både for bruks- og ikke-bruksverdier. Det er ikke alltid lett å skille disse fra hverandre og med mange forskjellige anslag må en, som vi har vært inne på, være forsiktig slik at en unngår dobbelttelling. En kan imidlertid anta at ikke-brukskomponenten er relativt stor, siden de fleste studiene omfatter hele befolkningen, ikke bare dem som rammes direkte. Studien til Bergland (1994) er et mulig unntak, siden kun lokal befolkning ble spurt.

Nesten alle studiene har benyttet betinget verdsetting. Liu m. fl. (2009) og Liu og Wirtz (2010) er de eneste vi kjenner til som har benyttet valgekspesiment, der de beskriver egenskaper ved et oljevernberedskapsprogram i form av ulike attributter (se Tabell 5.6). Ingen av studiene har benyttet rammeverket beskrevet i TEEB/MEA om økosystemtjenester for å beskrive de skadene som unngås ved et foreslått beredskapsprogram. Det er derfor vanskelig i etterkant å knytte verdiene som er anslått til bestemte økosystemtjenester, selv om det er klart at en stor del av verdiene ligger innenfor kulturelle tjenester.

**Tabell 5.6 Anslag for betalingsvillighet (engangsbeløp) per husstand for å unngå oljeutslipp fra tidligere studier som benytter**

Skip/År eller Beredskaps plan	Sted/-populasjon undersøkt	Utslipp (tonn)	Verdianslag (kr, engangs*)	Skadebeskrivelse	Referanse
Beredskaps program for Norge (2005)**	Norsk kyst/ Alle husholdninger i Norge	40 000	1 utslipp på 10 år: 679	2000 km strand tilgriset i 5 år, meget store konsekvenser for sjøfugl, 40% nedgang i marine pattedyr, små effekter på fisk	Klethagen (2005)
		80 000	2 utslipp på 10 år: 808	4000 km strand tilgriset i 10 år, meget store konsekvenser for sjøfugl, 40% nedgang i marine pattedyr, små effekter på fisk	
Blücher (1994)☞	Ytre Oslofjord, innbyggere i Frogn	1500	3520-5280	Oljeutslipp i strandområder mye brukt for rekreasjon	Bergland (1994)
Exxon Valdez (1989)	Prins William-sundet, Alaska/ Alle hush. i USA	38 800	248	1600 km kystlinje påvirket. Drepte 50.000-75.000 sjøfugl, 580 otere, 100 sel, ingen fisk døde.	Carson m.fl. (1992) Carson m.fl. (2003, 2004)
Nestucca (1988)	Grey's Havn, Washington, USA/Alle husholdninger i staten Washington og staten Bristisk Colombia (Canada)	1000 ("middels" stort utslipp). Også andre størrelser	1 stort utslipp på 70 år: 1080-1280 1 middels utslipp hvert 5. år: 640-760 Mange små utslipp hvert 5. år: 400 Små utslipp under normal drift: 200-240	300.000 sjøfugl drept, effekter på fisk/kyst  40 000 sjøfugl drept, noen effekter på fisk/kyst 1000 sjøfugl drept, ellers små effekter  Veldig små effekter på fisk og kyst	Rowe m.fl. (1991)

Skip/År eller Beredskapsplan	Sted/-populasjon undersøkt	Utslipp (tonn)	Verdi-anslag (kr, engangs*)	Skadebeskrivelse	Referanse
Beredskapsplan for Californias sentrale kyst (1995)	California, USA/Alle engelsk-språklige hushold i California	Forhindrer skader fra oljeutslipp i 10 år. Størrelse ikke spesifisert	600	12000 sjøfugl drept, 1000 fugl skadet, andre dyr og planter drept langs 16 km kyst	Carson m.fl. (1996, 2004)
Beredskapsplan for Belgia (2001)	Belgisk kyst/Alle hushold i Belgia	Stort: 53000 Middels: 26000 Lite: 1000	1144 944 928	Stort/Middels: 43000/20000 fugl drept (65/30% av lokal bestand), 20/10% av fisk, reker, hummer bestand dør, 60/25km strand og et reservat tilgriset	Biervliet m.fl. (2006; 2005)
Prestige (2002)	Spania (og deler av fransk og portugisisk kyst). Alle hush. i Spania	60 000	328-464	1200 km kystlinje tilgriset. 17000 fugl og 55 oljeskadete pattedyr. 700 berørte strender	Loureiro m.fl. (2009)
Oljevern i EU for å unngå type Prestige (2002)	Spania (og deler av fransk og portugisisk kyst). Hush. i Spania, Storbr. og Belgia	60 000	721-1040	1500 km kystlinje tilgriset. 28320 fugler og 80 pattedyr skadet. 1030 berørte strender	Loureiro & Loomis (2011)
Beredskapsplan for Finland (2007)	Finske Gulf/Finske hushold	Uspesifisert	549-669	Generelle beskrivelser av effekter av beredskap	Ahtiainen (2007)
Beredskapsplan for Schleswig-Holstein, Tyskland (2007)	Tyskland/Turister langs kysten	100	233 (per år)	Valgekspesiment med areal påvirket, lengde på strender, antall ender påvirket, oppsamlingsrate og årlig betaling som attributter	Liu m. fl. (2009)
Beredskapsplan for Tyskland (2009) <sup>§</sup>	Tyskland/Universitetsansatte og studenter	70	1258 (per år)	Samme som over	Liu & Wirtz (2010)

Kilde: Oppdatert og revidert tabell basert på en sammenstilling av Ståle Navrud og Ibenholt m.fl. (2010).  
Noter:

\* Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning i befolkningen som et engangsbeløp. Verdiene kan tolkes som en nåverdi for det året undersøkelsene ble gjennomført uten korrigerende for inflasjon eller kjøpekraft. Tallene er oppdatert til norske kroner fra Euro med kurs 8 kr.

\*\* Masteroppgave med relativt få respondenter

▫ I motsetning til flere av de andre studiene ble denne studien gjennomført før ulykken var inntruffet.

§ En pilotstudie med svært lite, ikke-representativt utvalg. Studiene til Liu m.fl. (2009) og Liu og Wirtz (2010) er de eneste vi kjenner til som bruker valgekspesimenter for oljevernberedskap.

Kun to studier er blitt gjennomført i Norge. Den ene er fra 1994 og upublisert, den andre en masteroppgave fra 2005. Den første vurderte betalingsvilligheten blant lokalbefolkningen i Frogn (Drøbakområdet) for å unngå et utslipp på 1 500 tonn fra tømningen av Blücher i Oslofjorden. Anslaget her lå på 3 520 og 5 280 kr per husstand som et engangsbeløp. Dette beløpet er ganske høyt, sannsynligvis fordi bare folk som ville bli direkte berørt av et slikt utslipp ble spurt.

Den andre studien verdsatte økt oljevernberedskap for hele Norges befolkning for å redusere faren for oljehell fra skipstrafikk langs norskekysten. Betalingsvillighet for opptrapping av oljevernberedskapen, konkret for å forhindre to utslipp på henholdsvis 40 000 og 80 000 tonn, var mellom 679 og 808 kr per husstand i Norge, igjen som et engangsbeløp. Mer informasjon om denne studien er gitt i Boks 5.3 der vi også vurderer hvilke ikke-prissatte effekter som konkret verdsettes i studien.

### Boks 5.3 Økt oljevernberedskap i Norge – Hvilke effekter verdsettes?

I Klethagen (2005) ble respondentene bedt om å verdsette et program som skulle hindre et oljeuhell i løpet av 10 år. Programmet inneholdt:

- Økt bruk av taubåt for dårlige fartøy. Særlig i nordområdene vil beredskapen bedres.
- Trafikksentraler som dekker hele landet.
- 5 ekstra nødlossepakker. Nødlossepakker brukes for å tømme skip for olje.
- Skipstrafikken adskilles ved at den går i korridorer.

De scenarioene som ble verdsatt i studien, var effekter av et uhell der henholdsvis 40 000 og 80 000 tonn olje ble sluppet ut, et ikke spesifisert sted langs norskekysten. De effektene som ble omtalt i scenariet, var følgende (for 40 000 tonn olje):

- Et oljeuhell på 40 000 tonn i løpet av 10 år
- 2000 km strand vil bli tilgriset og være påvirket av olje i ca. 5 år
- Store konsekvenser for sjøfugl. Det vil ta ca. 5 år til populasjonen er tilbake til nivået det var på før uhellet
- 40 % nedgang i bestanden av marine pattedyr i det aktuelle området
- Små konsekvenser på fisk.

Scenariobeskrivelsen var som følger: "Jeg skal nå fortelle litt om konsekvensene av å ikke ha dette programmet. Uten dette programmet sier eksperter at det vil skje ett stort oljeuhell langs den norske kysten i løpet av de neste 10 årene. Med programmet kan vi unngå dette uhellet. Med stort uhell mener vi her uhell på gjennomsnittlig 40 000 tonn. Et skip på 40 000 tonn er omtrent like stort som Ullevaal stadion.

Ved et slikt uhell vil ca. 1000 km kystlinje bli påvirket av oljen. Dette er omtrent 1/20 av fastlands-Norges samlede kystlinje med fjorder og bukter på ca. 21 300 km. Oljen vil antagelig bli liggende på strendene i ca. 5 år etter utslippet, noe som vil føre til at bruken av strendene og ressursene ved strendene vil bli sterkt redusert mange år.

Flere norske sjøfuglbestander har siden 1980 opplevd en sterk nedgang. Et oljeuhell vil få store konsekvenser for sjøfuglene. Over halvparten av Norges sjøfuglbestand ligger i kategorien høy sårbarhet. Det vil ta ca. 5 år før sjøfuglene er tilbake til det nivået de var på før ulykken. Når det gjelder marine pattedyr, er det kystsel og oter som vil få mest problemer ved oljesøl. Oteren har vært fredet i Norge siden 1982 og er svært følsom overfor miljøgifter. En kan regne med at 4 av 10 otere dør i det området uhellene skjer. Andre marine pattedyr vil også omkomme. Voksen fisk vil kunne svømme unna oljesølet. Fisk vil dermed ikke få noen langvarige konsekvenser fra oljeuhell." Resultatene fra undersøkelsen viser at gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning som et engangsbeløp for å unngå et utslipp på 80 000 tonn var kr 808 og for 40 000 tonn 679.

Det som verdsettes, er altså en kombinasjon av redusert risiko og konsekvenser "når uhellet er ute". Vi vil ikke her diskutere vanskeligheten med å vurdere risiko, som er et utfordrende tema innenfor verdsetting av goder uten markedspris, men vi vil se litt på hvilke effekter som blir verdsatt i denne studien – ut fra de ulike kategoriseringene vi har vært innom tidligere i vår rapport (jf. kapittel 2 og 3). Vi ser at beskrivelsen passer godt med de "miljøverdiene" som er benyttet i DNV (2011) for å vurdere miljørisiko, nemlig sjøfugl, sjøpattedyr, strand og fisk (men fisk antas ikke å berørt i verdsettingsstudien).

Hvis vi ser på kategoriene av ikke-prissatte effekter i Kystverkets veileder, er det effekter knyttet til naturmiljø, samt fisk som er verdsatt. Det er litt uklart om beskrivelsen av "strender som blir tilgriset" er et uttrykk for verdier knyttet til friluftsliv, i og med at det ikke er beskrevet hvorvidt strendene benyttes til friluftsliv (naturlig nok ettersom oljeuhellet ikke er stedfestet, slik at en faktisk ikke vet hvilke eller hva slags strender som blir berørt).



Hvis vi ser på kategoriene av økosystemtjenester som kan sies å inngå i scenarioet, er det produserende tjenester i form av fisk (som ikke blir berørt) som er inkludert, i tillegg til "havets testament" eller ikke-bruksverdier knyttet til sjøfugl og sjøpattedyr, samt muligens rekreasjon (dersom vi antar at tilgriset strand er et uttrykk for redusert rekreasjonsverdi). Men scenariobeskrivelsen er i stor grad "biologisk" rettet og ikke rettet inn mot å forklare betydningen av dette for menneskers velferd.

Hvis vi skulle bruke denne verdsettingsstudien for å komme fram til verdsettelsestimater til bruk i en samfunnsøkonomisk analyse, kunne den være egnet til å si noe om nytte og kostnader ved tiltak som kan redusere risikoen for ulykker (som var oppgavens intensjon), men det ville være vanskeligere å trekke ut verdsettelsestimater for enkeltdeler – for å benytte disse i ulike sammenhenger for ulike typer tiltak. Vi diskuterer dette nærmere i Kapittel 6.

Kilde: Klethagen (2005)

Av de andre studiene i tabellen har særlig Exxon Valdez-studien fra 1992 (med etterfølgende publiserte artikler) fått mye oppmerksomhet. Denne studien ble som nevnt brukt som del av skadeerstatningsoppgjøret i USA der det ble slått fast at også ikke-bruksverdier var reelle økonomiske verdier som burde erstattes. Et utvalg bestående av to nobelprisvinnere og andre høyt profilerte økonomer, samt eksperter på spørreundersøkelser, slo fast at betalingsvillighetsundersøkelser under visse betingelser kan gi troverdige anslag for miljøverdier (se Arrow m.fl. 1993).<sup>11</sup> Studien fant en betalingsvillighet på 248 kr per husstand som et engangsbeløp, i 1992, for å unngå en tilsvarende ulykke som Exxon Valdez i fremtiden.

Det siste store utslippet i Europa er fra Prestige-ulykken ved nordøstkysten av Spania, der også deler av Frankrike og Portugal ble påvirket. Dette var et relativt stort utslipp på 60 000 tonn med tilgrising av 1 200 km kystlinje. Det beste anslaget fra studien som verdsatte skadene ligger på ca. 320 kr per husholdning som et engangsbeløp for å unngå et tilsvarende utslipp (Loureiro m.fl. 2009). Se Boks 5.4 for mer informasjon om denne studien, som delvis baserer seg på Exxon Valdez-studien i sine beskrivelser av miljøeffekter.

---

<sup>11</sup> Merk at de kravene som stilles til erstatningsoppgjør, som vurdert av dette panelet, er strengere enn de som normalt bør gjelde for bruk av slike verdier i en nytte-kostnadsanalyse.

#### **Boks 5.4 Verdien av å unngå et nytt Prestige-utslipp**

I november 2002 sank skipet Prestige utenfor kysten av Spania under en storm. 60 000 tonn olje lakk ut av skipet. Utslipet nådde kysten av Spania (og deler av fransk og portugisiske kyst) i tre store bølger som ga biologiske effekter i flere måneder. Oljeutslippet hadde store konsekvenser for næringsliv, fiske og turisme i regionen i flere år. Det er flere studier som forsøker å beregne de økonomiske tapene. Loureiro m. fl. (2009) gjennomførte en betinget verdsettingsstudie som likner på den som ble utført etter Exxon Valdez-ulykken for å beregne spanjolers betalingsvillighet for å unngå et nytt utslipp av tilsvarende størrelse i fremtiden.

Forfatterne utviklet et spørreskjema som fulgte god praksis i betinget verdsetting, testet spørreskjemaet i fokusgrupper og pilottester, før undersøkelsen ble gjennomført ved bruk av personlige intervjuer. Miljøskadene (som en hadde god kjennskap til siden beskrivelsene er basert på Prestige-utslippet) ble beskrevet for respondentene med tekst og bilder, med og uten et oljevernberedskapsprogram. Effektene ble beskrevet med antall km kystlinje som vil bli påvirket, antall fugler og sjøpattedyr og antall berørte strender. Det ble beskrevet at ved et program, ville fortsatt en del av effektene inntreffe, men i langt mindre omfang.

Ved bruk av standard betalingsvillighetsspørsmål ble gjennomsnittlig betalingsvillighet for å unngå et tilsvarende utslipp beregnet til ca. 40 Euro per husholdning som et engangsbeløp, eller totalt ca. 575 millioner Euro (€2006). Verdiene som ble beregnet, er ikke-bruksverdier, men også bruksverdier som ikke reflekteres i markeder. Dette er i motsetning til Exxon Valdez-studien, der kun ikke-bruksverdier ble beregnet. Verdiene fra Prestige-studien er sammenliknbare med de beregnede, direkte økonomiske tapene. Dette skyldes særlig at tapene for turisme- og fiskerindustrien var svært store. Kommersiell fiske var nedstengt i nesten et år etter ulykken.

Kilde: Loureiro m. fl. (2009).

Studiene gjennomgått i Tabell 5.6 dekker omtrent hele spennet når det gjelder utslipp i tonn olje som legges til grunn i utslippsscenarioene i den nasjonale beredskapsstudien (Kystverket 2011), fra "små" utslipp på 510 m<sup>3</sup> til større utslipp på 20 000 m<sup>3</sup>.<sup>12</sup> De aller største utslippene er ikke dekket i beredskapsanalysen ("worst case"). Det mest sannsynlige scenariet, som beredskapen er dimensjonert etter, er 400 tonn. Til sammenlikning var utslippet fra Full City 300 tonn.

Vi kan se av tabellen at betalingsvilligheten varierer fra rundt 200 til 5.000 kr. Hoveddelen av anslagene ligger mellom 400 og 1.200 kr som et engangsbeløp per husstand. Merk at beløpene ikke er direkte sammenliknbare siden de ikke er oppjusterte fra studieår til dagens kroneverdi (som er en korrigering som bl.a. må anta at verdien av oljerelaterte skader stiger i takt med konsumprisindeksen, noe som ikke er gitt). Likevel kan vi se fra tabellen at det ikke er en enkel sammenheng mellom betalingsvilligheten og nøkkelkarakteristika ved ulykkene eller naturmiljøet som ble skadet. Det er, basert på erfaring fra andre studier, heller ingen veldig klar sammenheng med andre variabler (som inntekt, nærhet til utslippet osv.).

Dette betyr ikke nødvendigvis at vi ikke kan stole på det folk oppgir i betalingsvillighet, men at vi i mange tilfeller ennå ikke forstår fullt ut hvordan folks preferanser for miljøgoder formes og avhenger av viktige faktorer. Dette kan gjelde spesielt for skader av oljeutslipp som tross alt er sjeldne hendelser med effekter folk stort sett har liten

---

<sup>12</sup> Rapporten bruker tonn og m<sup>3</sup> om hverandre, men konverteringsfaktorene som brukes for ulike petroleumsprodukter er ikke definert.

erfaring med. Det er derfor viktig å utforme nye empiriske undersøkelser slik at en får bedre kunnskap om disse sammenhengene. Det er også helt sentralt hvis en skal bruke eksisterende studier i verdioverføring, som vi diskuterer i neste avsnitt.

### 5.5 Kan eksisterende studier brukes til nytteoverføring?

I nytteoverføring brukes typisk gjennomsnitts- eller enkeltverdier fra nasjonale eller (hvis det er få nasjonale) internasjonale studier justert for forskjeller i BNP og med en antatt inntektselastisitet.<sup>13</sup> Hvis det finnes mange relevante studier, kan mer avanserte nytteoverføringsmetoder benyttes, for eksempel meta-analyse (en måte å kvantifisere hvilke faktorer som forklarer variasjonen i betalingsvillighet mellom studier, se for eksempel Lindhjem og Navrud (2008)). Det er imidlertid for få studier både nasjonalt og internasjonalt til å benytte en slik fremgangsmåte for å anslå verdien av ikke-prissatte effekter i Kystverkets analyser.

Det er også mye diskusjon i litteraturen om hvordan folks nytte (og betalingsvillighet) avhenger av kvalitet og kvantitet av en miljøskade eller -gode. Det er for eksempel ikke slik at betalingsvilligheten for å unngå et oljeutslipp står i et enkelt og forutsigbart forhold til enkle parametre som antall skadde sjøfugl eller sjøpattedyr, kilometer oljetilgriset strand, antall kvadratkilometer berørt havareal osv., eller antall tonn olje sluppet ut. For eksempel kan det være slik at folk er opptatt av å bevare et visst (minimums)nivå av arter, men ikke har særlig betalingsvillighet for store forbedringer utover dette. Oppskalering og generalisering av verdier gitt i en sammenheng kan dermed være vanskelig å overføre til andre sammenhenger eller å skalere opp for større/mindre utlipp. Som vi viste i Figur 3.1 er også velferdstapet avhengig av hvordan folk tilpasser seg og tilgjengeligheten av substitutter, ikke bare den fysiske nedgangen i tjenester over en periode. Det er derfor svært viktig at nye empiriske studier utformes slik at en får en bedre forståelse av hvordan velferdstapet ved et utlipp påvirkes av sentrale faktorer i tid og rom, slik at resultater kan overføres på en forsvarlig måte. Vi kommer nærmere inn på dette i neste kapittel.

Uten en bedre forståelse for hvordan betalingsvilligheten varierer med sentrale faktorer, bør en være varsom med verdioverføring, i hvert fall basert på internasjonal litteratur. Armstrong m.fl. (2008) forsøkte seg på verdianslag for økosystemtjenester i Barentshavet – Lofoten, basert på enkle nytteoverføringer. På grunn av manglende norske studier, ble det benyttet internasjonale studier der godet en ønsket å verdsette, kunne avvike betydelig fra godet som ble verdsatt i den primære verdsettingsstudien. For eksempel finnes ingen verdsettingsstudier av verdien av dypvannskorallrevene i Barentshavet - Lofoten, og verdioverføringen ble derfor basert på en noe eldre studie som gir kostnader ved rehabilitering av et (grunt) tropisk korallrev. Det finnes heller ikke verdsettingsstudier av spekkhoggere eller norske sjøfugl, og for å få et estimat for eksistensverdien av disse ble det benyttet enhetsverdier ("stykkepriser") fra to eldre, internasjonale studier. Rapporten konkluderer med et estimat på habitatverdier (som forfatterne selv karakteriserer som "spekulativt") på 2.807 milliarder kr. Eksistensverdier for noen få arter anslås, som et underestimat ifølge forfatterne, til ca. 8 milliarder. Basert på anbefalt metodepraksis nasjonalt og internasjonalt, blir disse anvendelsene svært usikre. Til tross for svakheter ved metodebruken, som forfatterne

---

<sup>13</sup> Når en overfører mellom land med ulikt inntektsnivå, må en anta noe om hvor mye betalingsvilligheten endres når inntekten endres, noe elastisiteten er et anslag for.

selv understreker, kan de ha rett i sin konklusjon om at ikke-bruksverdiene kan være betydelige. Dette eksemplet illustrerer at en må trå varsomt ved slike nytteoverføringer, og at en er avhengig av at det finnes gode, egnede primære verdsettingsstudier å overføre *fra*. I mange sammenhenger kan nytteoverføring gi et godt grunnlag for å vurdere velferdseffekter av ulike tiltak.

Det finnes ingen direkte egnede studier i Norge vi kan benytte som grunnlag for overføring og anslag for ikke-prissatte effekter av oljeutslipp. Det er noen få internasjonale studier som gir en indikasjon på mulige nivåer på økonomiske verdier, men direkte bruk av disse ved overføring til Kystverkets analyser ses på som svært usikkert. Det betyr at om en skal få en bedre forståelse av velferdstap knyttet til ulike effekter av oljeutslipp, må nye empiriske studier gjennomføres. Resultater fra disse kan så i neste omgang vurderes justert til nye beslutningssituasjoner ved bruk av nytteoverføringsmetoder. Vi går nærmere inn på begge disse spørsmålene i neste kapittel (og i vedlegget).

## 6. Forslag til opplegg for nye verdsettingsstudier i Norge

Som vi så i kapittel 5 finnes det svært få norske (og nordiske) verdsettingsstudier av effekter på marine økosystemtjenester av oljeutslipp. Vi kan derfor ikke basere oss på disse for å overføre verdier som anslag for ikke-prissatte virkninger av oljeutslipp som ikke reflekteres i markeder. Alternativet er da å benytte en eller flere av metodene beskrevet i kapittel 4, til å verdsette de viktigste effektene. Slike metoder kan, som vi viste flere internasjonale eksempler på i kapittel 5, gi gode, robuste og troverdige anslag på velferdstap ved typiske effekter av oljeutslipp til havs.

Dette kapittelet skisserer et opplegg for nye empiriske verdsettingsstudier i Norge, som tar sikte på å komme fram til anslag på velferdstap ved oljeutslipp, utover effekter for fiske, akvakultur og turisme (dvs. markedseffekter) og direkte ulykkeskostnader. Målet er at de verdiene som beregnes skal kunne brukes i samfunnsøkonomiske analyser, relatert til flere av Kystverkets virksomhetsområder, inkludert forvaltningsplanarbeid. Kapittelet gir ikke svar på alle detaljerte spørsmål omkring utforming, men gir oversikt over en del viktige designvalg og avveininger.

### 6.1 Overordnet tilnærming – verdsetting av de viktigste slutt-økosystemtjenestene lokalt og nasjonalt

#### *Avgrensning av de endelige økosystemtjenestene for verdsetting*

Som vi argumenterte for i kapittel 3, er det fornuftig å ta utgangspunkt i rammeverket for økosystemtjenester. Likevel er det ikke rett fram å benytte dette i praktisk verdsetting, blant annet fordi en risikerer dobbelttelling hvis en verdsetter underliggende tjenester i tillegg til slutt-tjenestene, som folk drar direkte nytte av. For eksempel, er en rekke av de støttende tjenestene i Tabell 5.1 ikke noe folk har nytte av direkte. Det er deres rolle i at andre slutt-økosystemtjenester ("final services") slik som fiske, rekreasjon osv kan produseres, som gir nytteverdi. Analogien finner en i utregningen av bruttonasjonalprodukt, der verdien av materialene i en bil ikke regnes i tillegg til bilens pris, siden denne prisen innbefatter alle materialer (og arbeid) som ligger bak at bilen ble produsert (se for eksempel Boyd 2010, Boyd og Banzhaf 2007). Å ta med verdien av materialene ville bli dobbelttelling.

Den første avgrensingen en derfor bør gjøre, er å se på hvilke slutt-tjenester som vil påvirkes av et oljeutslipp og avgrense til de slutt-tjenestene som ikke har markedspriser. I en svensk studie ble 13 økosystemtjenester identifisert som de som mest sannsynlig ville påvirkes av et oljeutslipp i det Baltiske hav, hvorav seks ble klassifisert som slutt-tjenester (se radene i Tabell 6.1).<sup>14</sup> Videre ble disse tjenestene koblet mot endringer i de viktigste indikatorene som påvirkes av oljeutslipp (kolonnene i tabellen)(Indikatorene er fra EC (2011)). Dette er et nyttig utgangspunkt for å avgrense de tjenestene som lar seg verdsette i nye studier.

---

<sup>14</sup> Dette er en av flere mulige inndelinger, og kan vurderes nærmere i mer detaljert utforming av videre empiriske verdsettingsstudier.

**Tabell 6.1 Tretten viktige økosystemtjenester som påvirkes av oljeutslipp, og sentrale indikatorer for å spore endringer**

Ecosystem services most likely impacted by future oil spills		Descriptors most likely impacted by future oil spills				
13 Ecosystem services		D1 (Biodiversity)	D3 (Fish populations)	D4 (Food web)	D8 (Concentration of contaminants)	D9 (Contaminants in seafood)
Intermediate services	Biogeochemical cycling	X	X	X	X	X
	Diversity	X	X	X	X	X
	Habitat	X	X	X	X	X
	Resilience	X	X	X	X	X
	Scenery				X	
	Science and education	X	X	X	X	X
	Inspiration	X	X	X	X	X
Final services	Space and waterways				X	
	Food	X	X	X	X	X
	Genetic resources	X	X	X	X	X
	Chemical resources	X	X	X	X	X
	Recreation	X	X	X	X	X
	Swimming				X	
	Diving	X	X	X	X	
	Wind surfing/water skiing				X	
	Boating				X	
	Fishing	X	X	X	X	X
	Being at the beach or seashore				X	
	Using water based transportation				X	
	The legacy of the sea	X	X	X	X	X

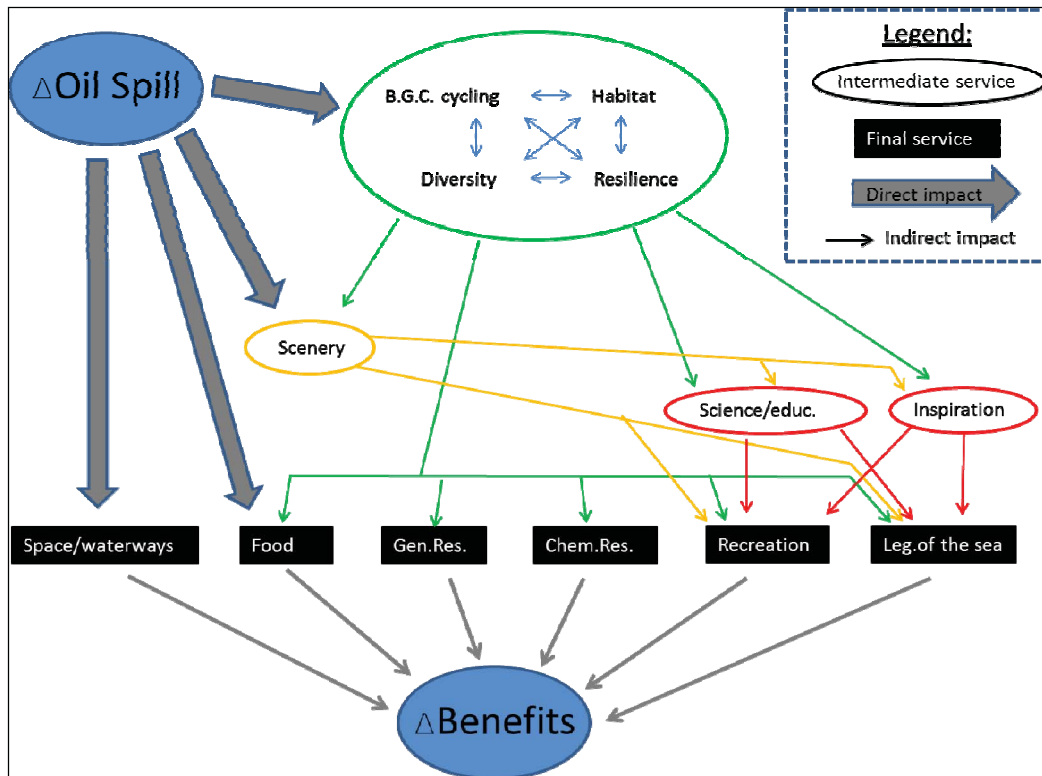
Kilde: Cole og Hasselström (foreløpig utgave 2011, endelig utgave ventes våren 2012).

Imidlertid er det også klart at det er kompliserte sammenhenger mellom indikatorene og økosystemtjenestene – det er ingen enkelt indikator som er koblet mot kun én tjeneste. Samspillet mellom direkte og indirekte effekter av oljeutslipp på mellom- ("intermediate") og slutt-tjenester ("final") er godt beskrevet av Cole og Hasselström (2011) i Figur 6.1. Figuren viser for eksempel at utslipp har direkte effekt på en del av de støttende tjenestene som så påvirker mellom-tjenester som for eksempel



landskapseffekter, som igjen påvirker slutt-tjenesten rekreasjon, men også ikke-bruksverdier knyttet til "havets testament" ("Legacy of the sea").

**Figur 6.1** Direkte og indirekte effekter av oljeutslipp på ulike økosystemtjenester og resulterende velferdstap



Kilde: Cole og Hasselström (foreløpig utgave 2011, endelig utgave ventes våren 2012)

### Hvilke tjenester skal verdsettes monetært?

Hvilke tjenester skal vi så verdsette, og hvordan? De tjenestene som særlig peker seg ut er den delen av rekreasjonstjenestene som ikke selges gjennom kommersielle turistaktører, og ikke-bruksverdier knyttet til havets testament. De andre slutt-tjenestene - åpne havområder for ferdsel, mat, samt kjemiske og genetiske ressurser - kan i prinsippet verdsettes ved bruk av markedspriser, selv om de to siste tjenestene, (som vi var inne på i kapittel 5.1) er vanskelige å verdsette. Som nevnt i kapittel 3, vil noen av disse økosystemtjenestene forbli ikke-prissatte.

Vi velger å gå videre med verdsetting av rekreasjonstjenester og ikke-bruksverdier, knyttet til havets testament, som indirekte også kan omfatte andre støttende og regulerende tjenester, inkludert biologisk mangfold og landskapsverdier. I tidligere studier omtalt i kapittel 5 (som vel og merke ikke har benyttet rammeverket for økosystemtjenester), har rekreasjons- og ikke-bruksverdier begge vært sentrale.

### Geografisk inndeling av studier basert på størrelse av utslipp og sannsynlige bruks- og ikke-bruksverdier

Effektene på de utvalgte økosystemtjenestene er særlig avhengig av

- størrelsen på utslippet
- sårbarhet av miljøet der utslippet skjer
- type menneskelig bruk av området
- årstid for utslippet
- værforhold
- type oljeprodukt

I tillegg, vil det totale velferdstapet ved et utslipp være avhengig av størrelsen på befolkningen i området (fastboende, tilreisende, hytteturister – både brukere og ikke-brukere) og tilgjengelige substitutter, dvs. alternative områder der en kan bedrive aktiviteter av noenlunde samme kvalitet. For eksempel, hvis utslippet er relativt lite, området som påvirkes ikke er unikt i noen regional eller nasjonal forstand og det er gode substitutter til det aktuelle kystområdet, så vil velferdstapet ved utslippet kunne begrense seg til de ekstrakostnadene folk påføres ved å måtte reise til et annet sted en periode til strømmen av tjenester kommer opp på samme nivå som *før* utslippet. For denne type utslipp, er det grunn til å tro at i hovedsak bruksverdier knyttet til rekreasjon påvirkes. Selv om oljeutslippene i forbindelse med Godafoss-ulykken ved Hvaler og "Full City" i Langesund i første rekke berører rekreasjonsbrukerne i disse populære kystområdene, har disse områdene regionale og nasjonale kvaliteter som gjør at den berørte befolkningen er større enn rekreasjonsbrukerne. "Full City" hadde dessuten større påvirkning rent fysisk, da både utslippet, spredningen og tilgrising av kyst var større.

For et utslipp som er relativt stort (eller et moderat utslipp i et sårbart eller svært populært område, som Lofoten) er det mer sannsynlig at velferdstapet vil gjelde mange mennesker, inkludert en stor del ikke-brukere (som har kun ikke-bruksverdi; mens brukere har begge deler). Akkurat på hvilket nivå for utslipp og effekter på økosystemtjenestene en kan si at det er tale hovedsakelig om tap av bruksverdier, er vanskelig å forutsi og er et empirisk spørsmål. For eksempel er det vanlig å anta at bruksverdier avtar med avstanden fra der folk bor til området som er berørt av utslippet (såkalt "distance decay"). En tilsvarende avtagende effekt er ikke åpenbar for ikke-bruksverdier (for eksempel kan folk som bor i byene ofte ha større betalingsvillighet for bevaring av miljø i utkantområder, enn fastboende i området).

Basert på denne diskusjonen, er den pragmatiske tilnærmingen vi anbefaler, å gjennomføre en eller flere lokale verdsettingsstudier i områder som har opplevd små til middels store utslipp, av typen Full City eller Godafoss. Her vil målet først og fremst være å undersøke tapte bruksverdier hos dem som bruker området til rekreasjon, dvs. kroner per tapt rekreasjonsdag per person for ulike aktiviteter. Vi skisserer et opplegg for disse studiene i neste underkapittel.

Videre anbefaler vi å gjennomføre en nasjonal (eller regional) undersøkelse som hovedsakelig beregner velferdstap for den regionale eller nasjonale befolkningen ved en eller flere større utslippshendelser som påvirker både bruks- og ikke-bruksverdier. For denne studien vil målet være å finne en eller flere anslag på betalingsvillighet per husstand for tiltak som reduserer sannsynligheten og/eller effekten av større utslipp. Vi går nærmere inn på et slikt opplegg i kapittel 6.3.

## 6.2 Utforming av mindre, lokale empiriske studier

Målet med 1-3 lokale, empiriske studier er å beregne velferdstapet lokalt knyttet til forringelse av rekreasjonsmuligheter forårsaket av et lite til moderat oljeutslipp. Resultatet fra denne typen studie er konsumentoverskudd i kroner per tapt aktivitetsdag. I Skår m.fl. (2010), for eksempel, undersøkes 17 ulike fritidsaktiviteter som ble påvirket av Full City-utslippet. En bør ta sikte på å dekke noen av de viktigste rekreasjonsaktivitetene, men kan ikke ta mål av seg å dekke alle.

Det vil være fornuftig at i hvert fall én av de lokale studiene gjennomføres i et område som har opplevd et utslipp av denne typen. Avhengig av budsjett og ambisjon, kan det være gode grunner til å velge flere områder (også områder som ikke har opplevd utslipp) for å få bedre kunnskap om hva som bestemmer velferdstapet og gir sikrere resultater, også til bruk i verdioverføring (se kapittel 6.4 og vedlegg). Folk kan for eksempel ha høyere betalingsvillighet for å unngå et utslipp i et område som ikke har hatt utslipp tidligere, enn for å unngå et nytt utslipp i et område som er blitt berørt.

Både uttrykte preferanser og reisekostnadsmetoden (eventuelt i kombinasjon) kan benyttes for å anslå tap av rekreasjonsverdier. Reisekostnadsmetoden har noen utfordringer når selve destinasjonen for rekreasjonsaktiviteten er diffus (folk rekreerer mange steder, ikke bare på bestemte strender) og det er svært mange aktiviteter. Ved bruk av betinget verdsetting eller valgeksperimenter kan imidlertid folk spørres direkte eller indirekte om betalingsvillighet for å unngå effekter som beskrives på en slik måte at de særlig påvirker rekreasjonsaktiviteter.

Det er fordeler og ulemper ved både valgeksperimenter og betinget verdsetting. Valgeksperimenter gjør det enklere å variere relevante dimensjoner ved de effektene som skal verdsettes (for eksempel størrelse på utslipp, lengde på strender som tilgrises, overflateareal som påvirkes, tid det tar før skaden er reparert etc.). Det betyr at en i prinsippet kan få marginale "enhetspriser" for hver av endringene respondenten tar stilling til. Det er imidlertid en mer komplisert metode som krever mye av respondenten, og dessuten forutsetter at respondenten har svært finkornete preferanser. Betinget verdsetting kan i mer begrenset grad variere skadescenariene hver respondent (eller egne underutvalg) stilles overfor, og har dermed kun mulighet til å verdsette noen få nivåer av effektene.

På den annen side, er betinget verdsetting (trolig) enklere å forholde seg til for respondentene, og selv om denne metoden også har sine svakheter er disse bedre forstått og grundigere undersøkt (og kontrollert for) i litteraturen enn tilfellet er for valgeksperimenter.

Både uttrykte preferanser og reisekostnadsmetoden involverer datainnsamling, personlig eller ved andre innsamlingsmetoder. Lokale studier av denne typen inkluderer som oftest en del personlige intervjuer lokalt for å fange opp hytteboere og tilreisende. Fastboende kan i prinsippet nås på andre måter, for eksempel ved bruk av internettundersøkelser, telefon eller per post.

Resultatene fra denne typen lokale studier vil kunne gi en enhetsverdi i form av en basisverdi for en tapt gjennomsnittlig rekreasjonsdag for nærmere bestemte effekter, som en så bør knytte nærmere til utslippsstørrelser og konkrete geografiske områder. Avhengig av ambisjonsnivå og detaljeringsgrad i undersøkelsene, kan en beregne

”påslag” på basisverdien avhengig av type rekreasjonsaktivitet og andre faktorer (som for eksempel sårbarhet, tilgjengelige substitutter etc.). Noen av disse faktorene vil være kjent fra teorien og fra andre empiriske studier, men hvordan de konkret påvirker tap av konsumentoverskudd må beregnes i studiene.

Det vil være naturlig å knytte lokale studier til de typene scenarier som allerede er modellert og undersøkt i den nasjonale beredskapsstudien (Kystverket 2011) og i DNV (2010). Et mål kan være å forsøke å tilordne økonomiske verdier til bestemte kystområder for eksempel ved bruk av GIS-verktøy, slik at en for eksempel kan tilordne større rekreasjonsgevinster til utslipp som unngås i svært populære eller biologisk verdifulle områder.

Til slutt vil vi påpeke at på samme måte som det er viktig å ha noe geografisk spredning av lokale studier (si i 2-3 områder), kan det være av selvstendig verdi å gjenta en eller flere undersøkelser etter en viss periode, si etter 1-3 år. Som vi viste i kapittel 3, gir utslipp (stort sett) opphav til midlertidig velferdstap. Imidlertid vet en lite om hvor lang tid det tar før en er tilbake på førnivå. Videre er det ikke mye undersøkt i litteraturen hvordan folks preferanser for miljøgoder generelt og reduksjon av oljeutslipp spesielt, varierer over tid. Kunnskap om dette er viktig for å kunne bruke resultater i nytteoverføring over tid og sted. Mindre lokale studier kan gjennomføres og skreddersys for samfunnsøkonomisk analyse av bestemte tiltak, men i hovedsak vil det kanskje være av større verdi om en kan gjøre flere lokale, ”generiske” studier som kan gi grunnlag for ”enhetspriser” som kan benyttes noen år, før de eventuelt oppdateres.

### **6.3 Utforming av en større, nasjonal verdsettingsstudie**

En nasjonal (eller regional) verdsettingsstudie vil ha som mål å beregne betalingsvillighet per husstand per år for tiltak som kan bidra til å unngå effekter på rekreasjonstjenester, men også ikke-bruksverdier av relativt store oljeutslipp. Det betyr at resultatene fra denne studien ville være egnet for å beregne velferdstap knyttet til større utslipp. Det er mulig å koble den nasjonale studien sammen med den lokale ved å inkludere ekstra utvalg av respondenter i de lokale områdene i den nasjonale undersøkelsen.

De to aktuelle metodene som kan anvendes for dette formålet, er betinget verdsetting og valgekspesimenter, slik at en også kan fange opp ikke-bruksverdier knyttet til havets testament og underliggende økosystemtjenester. Fordelene og ulempene ved disse to metodene er beskrevet over, og er gyldige også når en skal velge metode for nasjonal studie.

En nasjonal studie ville baseres på et representativt utvalg av Norges befolkning, og trinnene beskrevet i kapittel 4 ville benyttes. Det er flere muligheter for å forbedre tidligere verdsettingsstudier på dette feltet for å unngå kritikk og kjente svakheter ved tidligere anvendelser. Blant annet tror vi det er fornuftig å knytte scenariobeskrivelsene i spørreskjemaene til økosystemtjenestebegrepet (i forenklet form) og å være ekstra grundige i testing av spørreskjemaer i fokusgrupper. Videre kan det være fornuftig å benytte seg av tilnærminger der respondentene får tid til å tenke og lære underveis, blant annet for å redusere overdrevet høye svar (hypotetisk skjevhet). Det er også andre teknikker en kan benytte for å redusere hypotetisk skjevhet og andre svakheter, og sikre at en måler folks preferanser på en god og troverdig måte.

En annen forbedring er å undersøke nøyere enn tidligere studier hvordan kvalitet og kvantitet av miljøeffektene påvirker betalingsvilligheten. Dette er sentralt hvis en skal få gyldige verdier for eksempel for ulike størrelser på utslippene og eventuelt i ulike typer områder (Lofoten versus et "nøytralt" område). Vi ser også en mulighet for å koble betalingsvillighet konkret til der folk bor og der utslipp skjer, for eksempel ved bruk av GIS-verktøy.

På samme måte som for den lokale studien, kan det være verdifullt å gjennomføre (eventuelt gjenta omtrent den samme) studien på nytt innen for eksempel 1-3 år. En vet en del om hvordan preferanser varierer mellom områder på samme tid, men overraskende lite om hvordan miljøverdier varierer over tid. Dette er blant annet en problemstilling et pågående utvalg ser på i revideringen av veilederne for samfunnsøkonomiske analyser for Finansdepartementet (resultater forventet i løpet av høsten 2012). Justering med prisindeks over tid kan være tilfredsstillende for kortere perioder, men øker tidsperspektivet er det grunn til å vurdere om miljøpriser har en annen stigningstakt. Naturverdier kan bli relativt viktigere sammenlignet med andre goder når velstanden øker.

#### **6.4 Opplegg for anvendelser av resultater og videre oppdatering av verdier**

De lokale og den nasjonale verdsettingsstudien beskrevet i de foregående avsnittene vil være egnet til å gi verdier for små, middels og større oljeutslipp med korresponderende miljøeffekter – for den gitte lokale eller nasjonale konteksten og for det tidspunktet studiene gjennomføres.

Det bør imidlertid være et mål at de lokale studiene utformes slik at de gir grunnlag for verdier som kan overføres over tid og til samfunnsøkonomiske vurderinger av tiltak på nye "beslutningssteder" der det ikke er gjennomført verdsettingsstudier. Det er ingen automatikk i at resultatene vil være anvendelige på denne måten. Valg av studiesteder og design av studiene må derfor vurderes nøye. Hvordan en så konkret gjennomfører en verdioverføring fra "studiestedet" til et nytt "beslutningssted" er nøye beskrevet i vedlegget til denne rapporten. Der beskrives teknikker for verdioverføring, det gis henvisning til datakilder og kriterier for vurdering av kvaliteten av eksisterende verdsettingsstudier, og det gis anslag for den økte usikkerheten ved å benytte verdioverføring istedenfor å gjennomføre en ny, original studie.

Siden studiene vi foreslår gir øyeblikksbilder av folks preferanser for å unngå oljeutslipp på et bestemt tidspunkt (og i bestemte områder), er det viktig ikke bare å ha i tankene et opplegg som kan bruke resultatene i en bredere sammenheng (dvs. i verdioverføring), men også å se strategisk på behovet for periodisk datainnsamling over tid. For eksempel, kan det som vi har nevnt, være gode grunner til å gjenta samme eller liknende studier over tid. Det kan også være gode grunner til å sørge for løpende datainnsamling av en type som vil lette gjennomføringen av nye studier. Rekreasjonstall, for eksempel, er svært nyttig informasjon for å bedømme verdien av bestemte områder.

I tillegg til å vurdere et datainnsamlingsopplegg over tid for vurdering av rekreasjonsverdier og ikke-bruksverdier som beskrevet ovenfor, kan det også være viktig å vurdere muligheten for verdsetting av andre effekter når mer kunnskap blir tilgjengelig fra den naturvitenskapelige siden. For eksempel, er det trolig at genetiske ressurser vil bli viktige i fremtiden. Effekter for denne tjenesten av oljeutslipp lot vi

være igjen som en fortsatt ikke-prissatt effekt i begynnelsen av kapitlet, men dette kan forandre seg.

Det kan også skje rask utvikling på den metodiske fronten, både med hensyn til verdsetting, og med tanke på hvordan en skal forstå, måle og benytte rammeverket for økosystemtjenester mer konkret i verdsettingsstudier. Her er det fortsatt mye utenkt og ugjort, som forhåpentligvis kan avhjelpes med testing og gjennomføring av de empiriske verdsettingsstudiene vi har foreslått.



## 7. Konklusjon og anbefalinger

I rapporten har vi drøftet følgende spørsmål:

- *Hvilke effekter eksisterer som ikke håndteres og/eller verdsettes i samfunnsøkonomiske analyser?*
- *Hvordan bør eventuelt slike effekter håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?*
- *Hvordan bør effektene verdsettes (for eksempel verdioverføring eller nye verdsettingsstudier)?*
- *Når er det tilstrekkelig å håndtere effekter som ikke-prissatt virkning, og hvilke effekter er mest relevante for dette?*

Nedenfor gis våre konklusjoner og anbefalinger som svar på ovennevnte spørsmål:

- Det er en rekke miljøvirkninger som ikke verdsettes (eller prissettes) i samfunnsøkonomiske analyser, og det benyttes i dag ulik metodikk for systematisering og vurdering i tilnærminger som er relevante for Kystverkets arbeid.
- En tilnærming som blir stadig mer fremtredende i norsk og internasjonal forvaltning, er begrepet og metodikken knyttet til økosystemtjenester og verdsetting av økosystemtjenester. Økosystemtjenester fra havet deles inn i støttende, regulerende, produserende og kulturelle økosystemtjenester.
- Utgangspunktet for samfunnsøkonomiske analyser er at alle virkninger skal verdsettes i kroner, så langt det er praktisk mulig og forsvarlig. Det er ikke prinsipielt slik at noen virkninger bør verdsettes i kroner, mens andre ikke bør, men det er stor mangel på verdsettingsstudier, og det vil være virkninger som er lettere eller vanskeligere å verdsette i kroner. Dette vil i praksis begrense hvilke virkninger som faktisk verdsettes i kroner i analysene i overskuelig fremtid.
- For de tjenestene som fortsatt vil måtte behandles som "ikke-prissatte", vil det i mange sammenhenger være et stort fremskritt for håndtering av "vanligvis ikke-prissatte virkninger" om en på en systematisk måte identifiserer, beskriver og vurderer virkningene og vurderer virkningenes størrelse, for eksempel som beskrevet i Kystverket nåværende veileder på en skala fra svært positiv til svært negativ. Det faller utenfor denne rapportens mandat å anbefale hvordan ikke-prissatte effekter skal vurderes ved den planlagte revisjonen av Kystverkets veileder, men vi har vurdert noen fordeler og ulemper ved den metodikken som brukes i dag.
- Noen virkninger, for eksempel for turisme, fiske og akvakultur, behandles ofte som ikke-prissatte. For disse virkningene er det imidlertid ikke vanskeligheter med å finne priser som er den største utfordringen, men problemer med å kvantifisere virkningene i fysiske termer. I mange samfunnsøkonomiske analyser vil det være viktig å fange opp også disse effektene. Derfor er det viktig å jobbe videre med disse virkningene for i større grad å kunne verdsette dem. Denne problemstillingen har imidlertid ikke blitt behandlet videre i denne rapporten, men vi anbefaler at det jobbes mer med dette i andre sammenhenger.

- For å kunne verdsette flere virkninger, med basis i en velferdsteoretisk tilnærming, foreslår vi at en i videre arbeid tar utgangspunkt i en metodikk knyttet til verdsetting av økosystemtjenester.
- Det finnes metoder for verdsetting av økosystemtjenester – både bruks- og ikke-bruksverdier, og alle har noen fordeler og ulemper som må vurderes konkret i hvert enkelt tilfelle.
- Det finnes tidligere, relevante verdsettingsstudier både for ulike marine økosystemtjenester, rekreasjonsverdien (bruksverdier) av aktuelle rekreasjonsaktiviteter og bruks- og ikke-bruksverdier knyttet til velferdseffekter av oljeutslipp.
- For alle disse kategoriene av verdsettingsstudier finner vi at det er svært få norske studier, men relativt mange utenlandske, særlig fra USA. Vi må derfor konkludere med at det er få studier som er direkte egnet til å si noe om verdien av marine økosystemtjenester i norske farvann generelt og ingen som kan benyttes som grunnlag for overføring og anslag for ikke-prissatte effekter av oljeutslipp.
- Vi anbefaler og skisserer et opplegg for nye empiriske norske verdsettingsstudier. Disse tar sikte på å komme fram til anslag for velferdstap ved oljeutslipp, utover effekter for fiske, akvakultur, og turisme (dvs. markedseffekter) og direkte ulykkeskostnader. Målet er at de verdiene som beregnes skal kunne brukes i samfunnsøkonomiske analyser, relatert til flere av Kystverkets virksomhetsområder, inkludert forvaltningsplanarbeidet.

## Referanser

- Ahtiainen H (2009): Valuing international marine resources: A meta-analysis on the Baltic Sea. Working paper.
- Armstrong, C., V. Kahui og M. Aanenesn (2008): Økonomisk verdsetting av havmiljø – Anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen. Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø og NORUT, Tromsø. April, 2008.
- Arrow, KJ and Fisher AC (1974): Environmental preservation, uncertainty and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88 (2); 312–319.
- Arrow K J, Solow R, Leamer E, Portney P, Radner R and Schuman H (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register* 58: 4601-4614
- Artell J (2011): A spatial hedonic approach to water recreation value. EAERE conference Rome, June, 2011.
- Bateman I J, Carson R T, Day B, Hanemann W M, Hanley N, Hett T, Jones-Lee M, Loomes G, Mourato S, Ozdemiroglu E, Pearce D W, Sugden R and Swanson T (2002): Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, 480pp,
- Bateman I and Willis K G (1999): Valuing Environmental Preferences: Theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU, and developing countries. Oxford University Press.
- Beaumont, N.J., M.C. Austen, S.C. Mangi og M. Townsend (2008): Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* 56 (2008) pp 386-396.
- Bergland, O. (1994): Estimating Oilspill Damages: The Case of Blücher. Institutt for økonomi og samfunnsfag, NLH, Ås.
- Biervliet et al. (2006): An Accidental Oil Spill Along the Belgian Coast: Results from a CV Study. NOTA DI LAVORO 41.2006. Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Biervliet et al. (2005): A contingent valuation study of an accidental oil spill along the Belgian coast. In Maes, F (ed) Marine resource damage assessment, Liability and compensation for environmental damage, 165-207.
- Bigano A, Guarrera L, Karbuz S, Hafner M, Markandya A, Navrud S (2009): The external cost of European crude oil imports. Fondazione Eni Enrico Mattei, 13. 2009.
- Bonnieux F, Rainelli P. (2003): Lost recreation and amenities: The Erika Spill Perspectives. In: Prada Blanco A, Va' zquez Rodríguez MX (Coord.). Economic, social and environmental effects of the Prestige Spill, 1st ed. Santiago de Compostela, Consello de Cultura Galega, 2003. p. 139–86.
- Boyd, J (1010): Lost ecosystem goods and services as a measure of marine oil pollution damages. Resources for the Future, DP 10-31.
- Boyd J and Banzhaf S (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.

Carson R (2011): *Contingent Valuation: A Comprehensive Bibliography and History*. Edward Elgar.

Carson RT, Mitchell RC, Hanemann M, Koop RJ, Presser S, Ruud PA (2003): Contingent valuation and lost passive value: damages from the Exxon Valdez oil spill. *Environmental and Resource Economics* 25:257–286

Carson RT, Conaway MB, Hanemann WM, Krosnick JA, Mitchell RC, Presser S (2004): *Valuing oil spill prevention: a case study of California's central coast*. Kluwer, Dordrecht

Carson RT, Mitchell RC, Hanemann WM, Koop RJ, Presser S, Ruud PA (1992): A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill. A Report to the Attorney General of the State of Alaska, November 10.

Cole, S. and Hasselström L (2011): Valuing marine ecosystem services affected by oil spills in the Baltic Sea and the Northeast Atlantic. Naturvårdsverket. Draft report, December 2011.

Desvousges, W.H, F. R. Johnson and H.S. Banzhaf (1998): *Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer Method*. New Horizons in Environmental Economics. Edward Elgar, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.

Det Norske Veritas (DNV) (2011): Miljørisiko ved akutt oljeforurensning fra skipstrafikken langs kysten av Fastlands-Norge for 2008 og prognoser for 2025.

EC (2011): Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. Marine Environment and Water Industry Unit, DG Environ-ment, European Commission. Draft, April 2011

English, E. (2004): Ever Reach oil spill: Lost recreational use valuation report. Prepared for the Ever Reach Trustee Council.

Faggruppen for Nordsjøen (2011): "Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: NOTAT: Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen: Forslag til metodikk for vurdering av samlede påvirkninger og konsekvenser. Utført av arbeidsgruppen for samlede konsekvenser for faggruppen for Nordsjøen. 24.03.11. TA-nummer: 2782/2011

Finansdepartementet (2005): Veiledning i samfunnsøkonomiske analyser.

Holte og Pöyry (2012): KS1 Stad skipstunnel, Under utarbeidelse, Fiskeri- og Kystdepartementet og Finansdepartementet.

Ibenholt, K, Lindhjem H, Skjelvik JM, Rasmussen I, Vennemo H, Dypdahl H (2010): Samfunnsøkonomisk analyse av eventuell utvidet petroleumsvirksomhet i Barentshavet – Lofoten. Vista Rapport 2010/20.

Jernbaneverket (2006): Metodehåndbok JD 205 Samfunnsøkonomiske analyser for jernbanen, versjon 2.0 – juni 2006.

Klethagen, L (2005): Er økt oljevernberedskap samfunnsøkonomisk lønnsomt? En betinget verdsettingsstudie av økt oljevernberedskap. Masteroppgave, UMB.

Krutilla J V (1967): Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 57: 777-86

Kystverket (2007): Veiledning i samfunnsøkonomiske analyser.

Kystverket (2011): Beredskapsanalyse knyttet til akutt forurensing fra skipstrafikk. Prosjektrapport juni 2011.

Lindhjem, H. (2007): Non-Timber Benefits from Fennoscandian Forests: A Meta-Analysis. *Journal of Forest Economics* 12; 251-277.

Lindhjem, H. and S. Navrud (2008): How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.

Lindhjem H and Navrud S (2011): Using Internet in Stated Preference Surveys: A review and comparison of survey modes. *International Review of Environmental and Resource Economics* 5(4): 309-351

Liu, X. et al. (2009): Willingness to pay among households to prevent coastal resources from polluting by oil spills: A pilot survey. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1514-1521

Liu, X and KW Wirtz (2010): Managing coastal area resources by stated choice experiments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 512-517

Loomis J (2005): Updated outdoor recreation use values on national forests and other public lands. United States Department of Agriculture, Forest Service.

Loureiro, M., J. B. Loomis og M. X. Vázquez (2009): Economic valuation of environmental damages due to the Prestige Oil Spill in Spain. *Environmental and Resource Economics* 44(4): 537-553.

Loureiro, M and J Loomis (2011): International Public Preferences and Provision of Public Goods: Assessment of Passive Use Values in Large Oil Spills. Working Paper.

Loureiro, M., A. Ribas, E. Lopez og E. Ojea (2006): Estimated costs and admissible claims linked to the Prestige oil spill. *Ecological Economics*, 59(1): 48-63.

Mace GM, Norris K and Fitter AH (2011): Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27(1): 19-26.

Magnussen, K., S. Navrud, O. San Martin, I. Biørnstad og O. M. Gausen (2010a): Verdsetting av marine økosystemtjenester: Metoder og eksempler. SFT-rapport TA 2582/2010. Statens forurensningstilsyn, nå Klima- og forurensningsdirektoratet.

Magnussen, K., L. Lillehammer, L.K. Helland og O.M. Gausen (2010b): Marine økosystemtjenester i Barentshavet - Lofoten: Beskrivelse, vurdering og verdsetting. Rapport 144531-01. Sweco Norge.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005): Ecosystems and human well-being: Current state and trends – findings of the Condition and Trends Working group/edited by R. Hassan, R. Scholes and N. Ash.

Naturvårdsverket (2008): The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak Existing information and gaps of knowledge. Report 5874 • December 2008

Navrud, S. (2001): Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway. *Fisheries Management and Ecology* 8 (4-5): 369-382.

Navrud, S. (2004): Value transfer and environmental policy. Chapter 5 (pp. 189-217) in Tietenberg, T. and H. Folmer (eds.) 2004: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.

Navrud, S. (2007): Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Working Report No. 28, 2007, Miljøstyrelsen, København.

Navrud, S and R. Ready (eds.) (2007): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer (Kluwer Publishers), Dordrecht, The Netherlands.

Nordisk Ministerråd (2011): Valuation of Ecosystem Services from Nordic Watersheds – from parables to policy? (Working title, preliminary version) (VALUESHED). NINA, SWECO and NIVA.

NOU (1998: 16): Nytte-kostnadsanalyser. Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor.

NOU (1997: 27): Nytte-kostnadsanalyser.

Parsons, G R, C Leggett, K Boyle, A Kang (2008): Valuing Beach Closures on the Padre Island National Seashore Department of Economics, Alfred Lerner College of Business and Economics, Working Paper Series, Working Paper No. 2008-10.

Ready, R.C. and S. Navrud (2006): International Benefits Transfer: Methods and Validity Tests. *Ecological Economics* 60(2), 429-434.

Rosenberger, R.S. and J.B. Loomis (2000): Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database. *Water Resources Research* 36(4): 1097-1107.

Rosenberger R S and Loomis J B (2001): Benefit transfer of outdoor use values. U.S. Department of Agriculture & Forest Service.

Rowe, R.D. , Schulze,W., Shaw, W.D., Chestnut, L.D. and D. Schenk.1991: *Contingent Valuation of Natural Resource Damage Due to the Nestucca Oil Spill*. Final Report presented to the British Columbia Ministry of Environment, Victoria.

Shrestha R K and Loomis J B (2001): Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics* 39(1): 67-83

Skår, M., Øian, H., Vistad, O. I. & Andersen, O. 2010: Full City havariet: effekter på friluftsliv sommeren 2010. - NINA Rapport 633. 83 s.

Statens Vegvesen (2006): Konsekvensanalyser. Veileder. Håndbok 140.

Söderqvist, T. and Å. Soutukorva (2006): An Instrument for assessing the quality of environmental valuation studies. Report. Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket) <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-1252-5.pdf>



TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity. An interim Report. European Commission.

The National Academies Press (2011): Approaches for ecosystem services valuation for the Gulf of Mexico after the Deepwater Horizon oil spill: Interim Report.

Toivonen, A.L; H. Appelblad; B. Bengtsson, P. Geertz-Hansen, G. Gudbergsson, D. Kristofersson, H. Kyrkjebø, S. Navrud, E. Roth, P. Tuunainen & G. Weissglas (2000): "The Economic Value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries". TEMA Nord Report 2000:604, 68 pp., ISSN: 0908-6692; Nordisk Ministerråd. København.

Toivonen, A-L, E. Roth, S. Navrud, G. Gudbergsson, H. Appelblad, B. Bengtsson and P. Tuunainen (2004): The Economic value of recreational fisheries in the Nordic countries. *Fisheries Management and Ecology*, 11 (1); 1-14.

USEPA (2010): Guidelines for preparing economic analyses. National Center for Environmental Economics Office of Policy. U.S. Environmental Protection Agency

USEPA (2009): Valuing the protection of ecological systems and services. A report of the EPA science and advisory board. EPA-SAB-09-012.

Øian, H., Skår, M., Vistad, O.I. og Andersen, O. (2010): Full City-havariet: Kortsiktige effekter av oljeforurensning på friluftsliv. NINA Rapport 573, 89 s.

## **Vedlegg: Retningslinjer for verdioverføring ("Value transfer")**

Dersom det forligger en eller flere verdsettingsstudier for et gode eller tjeneste er det et spørsmål om man kan overføre verdianslagene fra stedet studien ble foretatt ("studiestedet") til det nye stedet man ønsker verdier for ("beslutningsstedet"). En slik overføring kalles "Benefit transfer" (nytte-overføring). Metoden gjelder imidlertid både for overføring av nytte (benefit) og skade (damage), og burde heller generelt benevnes Verdioverføring ("Value Transfer") (Navrud 2004, Navrud & Ready 2007).

Fordelen med en slik overføring av verdianslag er at dette oftest er billigere enn å utføre nye primærstudier. En annen, og ofte like viktig faktor, er at gjennomføring av nye studier er tidkrevende, og overføring av verdsettingsestimater fra eksisterende studier kan dermed være en langt raskere metode.

Svakheten med verdioverføring, er at usikkerheten i verdianslagene øker. Dette kan skyldes at selv om tidligere undersøkelser har verdsatt samme type miljøgode, kan det være flere viktige forskjeller. Dette kan for eksempel være ulike karakteristika ved miljøgodet, ulik endringer av miljøgodets kvalitet/mengde, ulik tilgjengelighet av substituttet, og ulik beslutningssammenheng for verdsettingen. I tillegg kan det være forskjeller for eksempel i inntekt, utdanning, preferanser og holdninger hos de berørte husstander; noe som vil kunne medføre forskjellig verdsetting av samme miljøendring (Navrud 2001). Disse usikkerhetene kommer i tillegg til usikkerhetene som allerede ligger i de originale verdsettingsmetodene, og de andre stegene i skadefunksjonsmetoden (som for eksempel endringen i kvaliterten/mengden av en økosystemtjeneste som følge av en verneplan). Økningen av usikkerhet i estimatene ved nytteoverføringen må vurderes opp mot nytte ved redusert tid og kostnad i forhold til en original verdsettingsstudie, samt en vurdering av akseptabelt usikkerhetsnivå i den aktuelle beslutningssituasjonen (Navrud 2004).

Det finnes tre hovedtyper av overføringsteknikker (Benefit Transfer teknikker) (Navrud 2004, Navrud & Ready 2007): i) Enhetsoverføring, ii) Overføring av betalingsvillighetsfunksjon og iii) Meta-analyse.

### ***Enhetsverdioverføring***

Enhetsverdioverføring, dvs. overføring av estimater for gjennomsnittlig betalingsvillighet for et bestemt miljøgode fra det opprinnelige studiestedet til stedet der ny analyse ønskes utført, er den enkleste formen av overføringsteknikker. Denne overføringen kan foregå *med* eller *uten* korrigeringer av forskjeller mellom de to stedene. Korrigeringer kan være på bakgrunn av prisstigning, inntektsnivå eller ekspertanslag av ulikheter mellom studiested og beslutningssted. Det tilstrebes å finne verdsettingsanslag fra én studie som i størst mulig grad likner beslutningsstedet både m.h.p endringen i miljøgodet som verdsettes, sosiøkonomiske karakteristika ved befolkningen osv., men overføringen kan også baseres på anslag fra flere originale verdsettingsstudier.

### ***Overføring av betalingsvillighetsfunksjon***

Dette innebærer at betalingsvillighetsfunksjonen, det vil si estimert betalingsvillighet for endringer i miljøgodet som en funksjon av forskjellige forklaringsvariabler (så som respondentenes inntekt, utdanning, bruk og kjennskap til miljøgodet etc) overføres. Estimering av betalingsvillighet på beslutningsstedet skjer da ved å bruke de samme

koeffisientene i funksjonen, men sette inn middelverdiene fra beslutningsstedet for forklaringsvariablene. Dette betinger at miljøendringene og forklaringsvariablene er sammenlignbare, og at respondentenes preferanser er like på studiested og beslutningssted. Det tilstrebes å finne studiested som i størst mulig grad likner beslutningsstedet, og det må finnes data for forklaringsvariablene (som inngår i betalingsvillighetsfunksjonen) tilgjengelig på beslutningsstedet.

### **Meta-analyse**

Meta-analyse er en statistisk regresjonsanalyse av flere tidligere verdsettingsstudier for et bestemt miljøgode, for å se hvordan betalingsvilligheten for miljøgodet varierer med ulike karakteristika ved godet, den undersøkte befolkningen og aspekter ved verdsettingsmetoden som er anvendt. Da hver studie blir benyttet som en observasjon, er det problematisk å gjennomføre meta-analyser for miljøgoder hvor det er utført få tidligere studie, da man vil få problemer med få observasjoner (og få frihetsgrader) i regresjonene. Det kan brukes flere estimat fra samme studien dersom det for eksempel er brukt ulike verdsettingsspørsmål i originalstudien, men man må da ta hensyn til at estimatene fra samme studie er korrelert.

### **Retningslinjer for verdioverføring:**

Det finnes få detaljerte retningslinjer for overføringer av verdier fra tidligere verdsettingsstudier, men basert på rapporten "Practical Tools for Benefit Transfer in Denmark – Guidelines and an Example" (Navrud 2006) har vi foreslått åtte steg:

#### **Steg 1 – Identifiser miljøendringen som ønskes verdsatt på beslutningsstedet**

##### I. Type miljøgode

Den totale samfunnsøkonomiske verdien av et miljøgode kan grovt sett deles inn i tre grupper:

- a) Direkte bruksverdier (for eksempel rekreasjonsaktiviteter som hvalsafari, fiske og sjøfugljakt)
- b) Indirekte bruksverdier i form av havets økosystemtjenester (for eksempel opprettholdelse av havets biodiversitet, og havets kapasitet til å lagre klimagasser)
- c) Ikke-bruksverdier (eksistens- og bevaringsverdier; som inkluderer historiske/kulturelle verdier og truede dyrearter)

##### II. Beskrive (forventet) miljøendring /endring i kvalitet og kvantitet av fellesgodet

- a) Utgangspunkt / referansepunkt
- b) Omfang av endringen, samt retning på endringen (dvs. nytte vs. kostnad, og bevaring<sup>15</sup> vs. restaurering)

---

<sup>15</sup> Det bør skilles mellom bevaring (som bevarer original/uberørt miljø) og restaurering. Det har vist seg at befolkningen setter en høyere verdi på å beholde et uberørt miljø (dvs. bevare) i forhold til restaurering på et senere tidspunkt.

### ***Steg 2 – Identifisere den berørte populasjonen på beslutningsstedet***

Desvousges m.fl. (1998) bruker dette som siste steg i deres retningslinjer for gjennomføring av benefit transfer. Det er imidlertid viktig å identifisere den berørte befolkningen på beslutningsstedet allerede før vi gjennomgår litteratur og vurderer relevansen av de utvalgte studier. Verdiene som overføres fra tidligere studier bør stamme fra et utvalg med relativt like demografiske egenskaper og verdier som ved beslutningsstedet.

Dersom vi kun ønsker å komme fram til verdier av en friluftslivsaktivitet, vil for eksempel den berørte befolkningen være de som benytter dette området til rekreasjon. Dersom vi ønsker å verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier, og beslutningsstedet kun har lokal verdi (og det dermed er mange substitutter regionalt), bør utvalget komme fra den aktuelle kommunen (eller området som benytter godet). Dersom det kun er noen få substitutter regionalt bør utvalget komme fra flere kommuner eller eventuelt fra hele fylket. Dersom miljøgodet er av nasjonalt viktig karakter, for eksempel en nasjonalpark (jfr. f.eks. vår første marine nasjonalpark ved Hvaler), bør utvalget representere hele landet.

For bruksverdier bør antall personer som bruker området til rekreasjonsformål estimeres (før og etter miljøendringen), mens for ikke-bruksverdier (eller bruks- og ikke-bruksverdier sammenlagt) bør antall berørte husstander bli aggregert på det relevante geografiske nivået (kommune/fylke/region/nasjonen).

### ***Steg 3 – Utfør en litteraturgjennomgang for å identifisere relevante primære verdsettingsstudier***

Neste steg er å gjennomføre et søk i databasen EVRI, [www.evri.ca](http://www.evri.ca) for å identifisere liknende studier fra samme land eller naboland (eller andre land som er relevante å sammenligne seg med). Denne anbefalingen er basert på validitetstester av benefit transfer, som viser at overføringer mellom land og områder som har liknende demografiske, kulturelle og institusjonelle karakteristika generelt sett har mindre overføringsfeil (se f.eks. Lindhjem & Navrud 2008). Av samme årsak bør man velge de nyeste studiene (da befolkningens preferanser for fellesgoder kan ha endret seg over tid); samt at verdsettingsmetodene er blitt bedre over tid. Uansatt bør man være oppmerksom på at validitetstestene ikke innebærer at dette vil være tilfellet for alle overføringer.

Dersom det ikke eksisterer noen, eller kun et fåtall primærstudier av den aktuelle miljøendringen i Norge og Norden, bør hele EVRI-databasen gjennomgås med henblikk på relevante studier samt at en bør gjøre generelle datasøk. Meta-analyser (inkludert nordamerikanske studier) kan også vurderes, gitt at man tar hensyn til begrensningene for overføring av verdier fra meta-analyser med et bredt omfang. Dette innebærer at det ofte er stor variasjon i definisjonen av miljøgodet i studiene inkludert i meta-analysen. Dette gjøres for å øke antall observasjoner i meta-analysen når det er få studier av miljøgodet som vurderes; men vil kunne øke usikkerheten i verdsettingsanslaget fra metaanalysen. Noen meta-analyser finnes også i EVRI-databasen. Et eksempel: Lindhjem (2007) laget et regneark med detaljerte data (mer detaljert enn i EVRI) for alle studier av miljøgoder i skog som inntil da hadde vært gjennomført i Norge, Sverige og Finland, og brukte dette til å gjennomføre en meta-analyse. En viktig konklusjon fra denne studien var at betalingsvilligheten ikke synes å være følsom for størrelsen på

skogsområder (dvs. folk var villige til å betale like mye for å bevare små som store skogområder; noe som kan skyldes at arealet på området ikke var oppgitt i selve betalingsvillighetsspørsmålet samt at fokus for studien var f.eks. bevaring av biodiversitet heller enn areal). Dette skaper selvsagt tvil om bruk av forenklete mål så som betalingsvillighet per arealenhet for komplekse miljøgoder (som f.eks. marine økosystemer) for å finne samlet betalingsvillighet for et større (eller mindre) område på beslutningsstedet, enn det som er vurdert på studiestedet. Lindhjem & Navrud (2008) fant, når de sammenlignet enhetsoverføring med overføring fra den mer tidkrevende og komplekse meta-analysen av studier fra alle tre land, at den langt enklere enhetsoverføringen fra studier i samme land ikke ga større overføringsfeil. Spesielt når det er få verdsettingsstudier nasjonalt kan imidlertid meta-analyser av studier internasjonalt (fortrinnsvis med høy forklaringskraft) være til nytte. Nordamerikanske meta-analyser kan også brukes (siden de fleste studier av denne typen har blitt utført der); for eksempel Rosenberger & Loomis (2000) og Shrestha & Loomis (2001).

Databaser med verdsettingsstudier inneholder sjelden all informasjon man trenger om studien for å gjennomgå egenskaper ved studiestedet med sikte på finne en studie som er så lik beslutningsstedet som mulig. EVRI bør derfor enten utvikles til å gi mer detaljerte data om studien (noe som inngår i prosessen med å revidere EVRI som nå foregår), eller en bør designe databaser med mer detaljerte data slik som f.eks. Lindhjem (2007). Det er også en stor fordel å ha tilgang på og gjennomgå selve primærstudiene som det er aktuelt å overføre fra.

#### ***Steg 4 - Gjennomgå relevansen og kvaliteten i verdsettingsestimatene fra primærstudien med sikte på benefit transfer***

I denne delen bør kvaliteten på den aktuelle verdsettingsstudien gjennomgås i forhold til vitenskapelige kriterier og omfang av informasjon. Desvousges m.fl. (1998) bruker følgende kriterier for å bedømme om en studie er aktuell for benefit transfer:

- I) Vitenskaplig nivå - benefit transfer-estimatene er bare så gode som metodikken og forutsetningene i originalstudien tilsier
  - a) Vitenskaplig forsvarlig datainnsamling (for studier basert på oppgitte preferanser menes med dette personlige intervju og/eller post/internett undersøkelser med høy responsrate (> 50 %), og utarbeidelse av spørreskjema basert på fokusgrupper og pre-tester av skjemaets ordlyd og betalingsvillighetsscenarioer)
  - b) Vitenskaplig forsvarlig metodikk (for eksempel personlig intervju med tilstrekkelig utvalgsstørrelse (se for eksempel Bateman & Willis 1999 samt Bateman m.fl. (2002) for retningslinjer ved studier av oppgitte preferanser, og Söderquist og Soutokorva (2006) for retningslinjer for vurdering av kvalitet av studier innen både avslørte og oppgitte preferanser)
  - c) Konsistens med vitenskaplig (økonomisk) teori (for eksempel at det eksisterer en sammenheng mellom endepunktet i dose-respons funksjoner og verdsettingsestimatet, gjennomførte statistiske analyser og at verdsettingsfunksjonen inneholder variabler som man bør forvente ut i fra økonomisk teori (for eksempel inntekt, utdanning, alder etc.).

- II) Relevans – Primærstudien fra studiestedet bør samsvare med forholdene på beslutningsstedet (dvs. være "så lik som mulig") for å kunne brukes i denne nye konteksten /sammenhengen
- a) Omfanget av miljøendringen bør samsvare
  - b) Utgangspunktet for miljøendringen bør samsvare
  - c) Berørt økosystem /miljøgode bør samsvare
  - d) Det berørte området bør samsvare (f.eks. størrelse på området, tilgang på substitutter etc) når dette er relevant for studien (for eksempel ved verdsetting av rekreasjonsverdier)
  - e) Varighet og sammenhengen miljøendringen skjer under bør samsvare
  - f) Sosioøkonomiske karakteristika for den berørte befolkningen bør samsvare
  - g) Eiendomsrett samt kulturelle og institusjonelle forhold bør samsvare.
- III. Detaljgrad – Originalstudien bør inneholde et detaljert datasett med tilhørende informasjon
- a) Original verdsettingsfunksjon; inkludert full informasjon og definisjoner av underliggende variabler og estimater, og gjennomsnittverdier for disse
  - b) Forklaring på hvordan eventuelle substitutter (eller komplementære goder) har blitt håndtert
  - c) Data for svarprosent, andel nullsvar (og andel protest nullsvar) og andel positive svar
  - d) Standardavvik og andre statistiske mål på resultatenes spredning

Alle disse tre kriteriene, med underliggende komponenter er like viktige for å vurdere relevans og kvalitet i studien.

### ***Steg 5 – Velg ut og oppsummer tilgjengelig data fra studiestedet***

Flere mulige fremgangsmåter kan bli brukt for dette og resultatene bør presentere et sett av verdier.

Tidligere studier gjennomgås for å komme fram til laveste og høyeste estimat, som kan definere øvre og nedre grense for den overførte verdien. Undersøk gjennomsnittsverdier, standardavvik og overføringsfeil (dersom ikke dette finnes, benyttes intervall på  $\pm 25 - 40$  % basert på tidligere testing av validiteten for benefit transfer (Navrud 2004, Ready & Navrud 2006). Undersøk om det finnes relevante meta-analyser som har et omfang som er spesifikt nok til å gi relevant informasjon for benefit transfer. Meta-analyser kan være svært brede i sine anslag, da de ofte inkluderer ulike studier med varierende metodikk og av ulike miljøgoder.

Vurdér verdiene fremkommet fra meta-analyse i lys av om parameterne i meta-funksjonen har fremkommet i henhold til beste metodikk og en kontekst som samsvarer med beslutningsstedet, det vil si at godene som verdsettes bør være så like som mulig med hensyn til omfang og retning på miljøendringen (og opprinnelig nivå på miljøgodet), forekomst av substitutter (alternativer), karakteristika for befolkningen i



utvalget, samt en troverdig og fornuftig betalingsmåte (ikke frivillig bidrag eller betalingsmåte som kan skape en stor andel protestsvar).

**Steg 6 – Overfør verdier fra studie- til beslutningssted**

- I) Fastslå hvilke verdier som skal overføres. Anbefalte verdier for overføring av bruks- og ikke-bruksverdier er:

a) Bruksverdier

For rekreasjon: Konsumentoverskudd per aktivitetsdag<sup>16</sup>

For økosystemer: Betalingsvillighet / husholdning / år

For rekreasjon kan konsumentoverskudd per besøkende per år (eller per besøk) også benyttes, men da bør gjennomsnittlig antall aktivitetsdager per år (eller per besøk) være tilsvarende på studie- og beslutningssted.

For økosystemer kan det alternativt benyttes en enhetspris; for eksempel kroner per tonn CO<sub>2</sub> dersom dette er basert på renseskostnader eller kvotepris for utslippstillatelse for CO<sub>2</sub>; eller kroner per hektar våtmarksområde dersom dette er basert på kostnaden av å bygge et renseanlegg med kapasitet til å erstatte et våtmerks rensesfunksjon ("erstatningskostnader"; Replacement Costs).

b) Ikke-bruksverdier

Bruk av total betalingsvillighet per hektar økosystem eller landskapstype forutsetter både at størrelsen på berørt populasjon og verdien per hektar er konstant. Empiriske studier viser imidlertid at betalingsvilligheten faktisk ikke øker proporsjonalt med antall hektar av økosystemet eller landskapstypen (se for eksempel Lindhjem 2007). Studier har vist at betalingsvillighet per enhet varierer mye, og det bør dermed vises stor forsiktighet med å konvertere oppgitt gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand til kontinuerlige variabler som betalingsvillighet per km eller per hektar per husholdning. En slik verdi vil likevel være bedre enn en total betalingsvillighet (summert over alle berørte husholdninger på studiestedet) per km eller hektar, fordi man i det siste tilfellet også må forutsette en tilsvarende berørt populasjon på beslutningsstedet som på studiestedet.

- II) Fastslå metode for å korrigere for ulikheter mellom studie- og beslutningssted

Dersom beslutningsstedet har liknende egenskaper som studiestedet, kan enhetsoverføring benyttes med stor grad av sikkerhet. Dersom det finnes flere passende studier å overføre verdier fra, bør samtlige vurderes og verdier beregnes som et intervall.

---

<sup>16</sup> En aktivitetsdag er definert som *ett* individ som bedriver *en* spesifisert rekreasjonsaktivitet for en kortere eller lengre periode i løpet av *én* dag, for eksempel en fiskedag eller en jakt dag.

Dersom det benyttes enhetsoverføring mellom ulike land, med ulik valuta, kan inntekt og prisnivå mellom land korrigeres for ved å bruke kjøpekraftparitets (PPP- Purchasing Power Parities) - justerte valutakurser.<sup>17</sup>

Også innen et land kan det være aktuelt å justere for ulikheter i inntektsnivå og inntektselastisitet i forhold til betalingsvillighet for undersøkt miljøgode.

Overføring av betalingsvillighetsfunksjon kan benyttes dersom denne har tilstrekkelig forklaringsgrad<sup>18</sup> og inneholder forklaringsvariabler som det også er mulig å finne informasjon om på beslutningsstedet. Imidlertid vil det svært ofte være slik at funksjonen inneholder variabler som gjør at nye undersøkelser må gjennomføres på beslutningsstedet for å skaffe informasjon om disse (for eksempel variabler som sier noe om utvalgets holdninger med hensyn til fellesgodet en ser på). Dersom modellen kun er basert på variabler som det er mulig å fremskaffe informasjon om på beslutningsstedet (som inntekt, alder, utdanning etc; som er tilgjengelig i offentlige databaser) vil man ofte oppleve at modellen har lav forklaringsgrad. Generelt oppleves det ofte at betalingsvillighetsfunksjoner basert på oppgitte preferanser (dvs. betinget verdsetting og valgekspesimenter) har lavere forklaringsgrad enn modeller basert på reisekostnads- eller eiendomsprismetoden<sup>19</sup>.

Dersom det eksisterer relevante meta-analyser av miljøendringen (se forrige steg) kan også estimater med utgangspunkt i disse bli benyttet for å sammenligne ulike metoder for benefit transfer. Det kan gjennomføres følsomhetsanalyser for å belyse hvor mye estimatene kan variere, og øvre og nedre verdier kan benyttes som intervall for den overførte verdien.

Som en oppsummering kan vi si at enhetsoverføring må sies å være den enkleste og mest transparente måten å overføre verdier mellom studie- og beslutningssted. Metoden har vist seg å være like pålitelig som de mer kompliserte metodene som overføring av betalingsvillighetsfunksjoner og meta-analyser. Dette skyldes hovedsakelig den lave forklaringsgraden som betalingsvillighetsfunksjoner fra verdsettingsundersøkelser basert på oppgitte preferanser har, samt det faktum at valg av metodikk, mer enn karakteristika ved beslutningsstedet og berørt populasjon, har den største forklaringsgraden i meta-analyser. Generelt sett bør et intervall på  $\pm 25 - 40$  % benyttes tilknyttet et betalingsvillighetsestimater, dersom studie- og beslutningsstedet er svært like (se Navrud 2004, Ready & Navrud 2006). Dersom det er store ulikheter mellom studie- og beslutningssted, bør det benyttes et intervall på  $\pm 100$  %.

### III) Fastslå metode for midlertidig overføringer av verdsettingsestimater

Verdsettingsestimater bør justeres for tid fra dataene ble innsamlet til dagens prisnivå, ved bruk av konsumprisindekser (KPI) hentet fra området hvor beslutningsstedet ligger. Dersom studiestedet ligger i et annet land enn beslutningsstedet, må det først konverteres til lokal valuta i det året dataene ble innsamlet, ved å bruke

---

<sup>17</sup> Se for eksempel [http://www.oecd.org/topicstatsportal/0,2647,en\\_2825\\_495691\\_1\\_1\\_1\\_1\\_1,00.html#500300](http://www.oecd.org/topicstatsportal/0,2647,en_2825_495691_1_1_1_1_1,00.html#500300)

<sup>18</sup> Som en tommelfingerregel bør dette være en justert R<sup>2</sup>-verdi høyere enn 0,5, noe som innebærer at mer enn 50 % av variasjonen i betalingsvillighetsestimater er forklart ved endring i forklaringsvariablene.

<sup>19</sup> Dette innebærer imidlertid ikke at vi bør fokusere på studier basert på avslørte preferanser når nye studier planlegges, da kun metoder basert på oppgitte preferanser har kapasitet til å måle ikke-bruksverdier for miljøgoder.

kjøpekraftparitet-justerte valutakurser fra dette året. Deretter benyttes KPI ved beslutningsstedet (oftest landet dette ligger i for å oppdatere verdiene til det tidspunktet da ny verdsetting ønskes gjennomført).

Da miljøgoder ikke inkluderes i KPI, kan det imidlertid være verdt å merke seg at miljøendringen kan ha steget mer eller mindre enn denne indeksen. Det eksisterer imidlertid pr i dag ingen bedre metode for å justere for endringer i preferanser for miljøgoder over tid.

### ***Steg 7 – Kalkulere total nytte eller kostnader***

For overføring av ikke-bruksverdier blir gjennomsnittlig betalingsvillighet/husstand/år multiplisert med totalt antall berørte husstater, for å komme fram til årlig nytte eller kostnader. Dersom betalingsvilligheten for studien er anslått som årlige verdier i et gitt tidsintervall, for eksempel 5 eller 10 år, skal den totale nytte eller kostnad beregnes som en nåverdi av den samme perioden. Dersom verdien derimot er oppgitt som et engangsbeløp, skal dette betraktes som en nåverdi av miljøendringen.

Den generelle formelen for å kalkulere en nåverdi av nytte av et miljøgode,  $NV(B)$  kan uttrykkes som:

$$NV(B) = \sum_{t=0}^T B_t / (1 + r)^t$$

hvor  $B_t$  er den total nytte av miljøgodet i år  $t$ ,  $T$  er tidshorisonten (for den oppgitte betalingsvilligheten) og  $r$  er samfunnets diskonteringsrente. Nytt og diskonteringsrenten er oppgitt i realverdier, dvs. at 2011-kr, og diskonteringsrenten er oppgitt som realrente (dvs. justert for inflasjon; og ikke som en nominell rente).

Dersom det ikke er oppgitt en tidshorisont i betalingsvillighetsundersøkelsen (f.eks. årlig betaling over 10 år) bør det antas at dette er en årlig innbetaling over en uendelig tidshorisont, dvs. at  $t \rightarrow \infty$ . I dette tilfellet vil den årlige nytten  $B_t$  være den samme hvert år og ovenstående funksjon kan forenkles til:

$$PV(B) = B_t / r$$

Årlig nytte  $B_t$  tilsvarer aggregert betalingsvillighet for den berørte populasjonen ( $WTP_{tot}$ ) og kan beregnes som:

$$WTP_{tot} = n \times WTP_i$$

Hvor  $n$  = antall berørte husstater og  $WTP_i$  = gjennomsnittlig betalingsvillighet for husstand  $i$ . Siden betalingsvillighet pr husstand varierer mellom ulike deler av den berørte populasjonen (for eksempel i forhold til avstand mellom studie- og beslutningssted, i forhold til om husstanden er brukere eller ikke-brukere av fellesgodet etc.) bør estimatet baseres på den samme type berørt populasjon som ved beslutningsstedet. Dersom dette ikke er mulig, bør reduksjon i betalingsvillighet som følge av avstand fra miljøgodet (såkalt "distance decay", for eksempel prosentvis reduksjon i betalingsvillighet per km økt avstand fra miljøgodet) anslås, basert på empirisk erfaring fra studiestedet (dersom det eksisterer og tilsier dette).

Dersom det skal beregnes bruksverdier for rekreasjon, bør husstander erstattes med individer i ovennevnte likning, og konsumentoverskudd pr aktivitetsdag multipliseres med økt eller redusert antall dager aktivitet for å beregne prosjektets totale verdi. For verdier utover rekreasjon, benyttes oftest verdi pr husstand, og samme metoder som for ikke-bruksverdier kan benyttes.

Når nytte eller kostnader av et miljøgode skal aggregeres, må det også vurderes om disse godene er uavhengige (som innebærer at de summeres direkte), eller om de bør betraktes som substitutter eller komplementære goder. I det første tilfellet vil aggregert nytte eller kostnad bli overestimert, mens de i det siste tilfellet vil kunne underestimeres.

### ***Steg 8 – Usikkerhet og akseptabel overføringsfeil***

Gjennomførte validitetstester for benefit transfer (Navrud & Ready 2006) har vist at overførte økonomiske estimater bør presenteres innen et intervall på  $\pm 40\%$ . Dersom studie- og beslutningssted er svært like, eller dersom primærstudien ble laget med tanke på overføringer til områder som tilsvarer beslutningsstedet, kan det imidlertid benyttes feilmarginer på  $\pm 25\%$ . Dersom det er store forskjeller mellom studie- og beslutningssted, kan det fremdeles benyttes enhetsoverføring, men muligheter for over- eller underestimering i overføringer i verdier bør bli oppsummert og presentert med et usikkerhetsintervall på  $\pm 100\%$  (som baseres på observert variasjon i verdsettingsestimater i validitetstester (Navrud 2004; Navrud & Ready 2007)).

Dersom det skal gjennomføres en nyttekostnadsanalyse av et nytt prosjekt eller en politikk, skal nåverdien av estimert kostnad sammenlignes med nåverdi av tilsvarende nytte. Effekten av en feilmargin i overføringen på 25 – 50 % bør kalkuleres for å vurdere om dette redusere nåverdien av nytten (øker kostnadene) til et kritisk nivå, dvs. at det medfører at den totale nåverdien endres fra positiv til negativ. Hvis dette er tilfellet vil eventuelle overføringsfeil i estimatet være så store at de vil kunne forandre konklusjonen i nytte-kostnadsanalysen, og en bør da forsøke å forbedre presisjonsnivået i overføringen. Dette kan gjøres ved å gjennomføre en fullstendig verdsettingsundersøkelse eller ved å korrigere overførte verdier ved å gjennomføre en små-skala verdsettingsundersøkelse (tilsvarende en pilottest).

Før en gjør dette bør en imidlertid gjennomføre en forenklet nytte-kostnadsanalyse for å sikre at kostnadene av disse nye undersøkelsene er lavere enn nytten i form av mindre sannsynlighet for å ta en feilaktig beslutning ved å bruke de overførte verdiene. Dersom dette ikke er tilfelle, bør det være tilfredstillende å basere seg på de overførte verdiene som fremkommer ved bruk av retningslinjene for verdiopverføring som er beskrevet her.

## **Vista Analyse AS**

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgiving. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innenfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

**Vista Analyse AS**  
**Meltzersgate 4**  
**0257 Oslo**

**[post@vista-analyse.no](mailto:post@vista-analyse.no)**  
**[vista-analyse.no](http://vista-analyse.no)**