



**Økonomisk verdsetting av havmiljø
– Anvendelse på havområdet utenfor Nordland**

av

Claire W. Armstrong, Viktoria Kahui and Margrethe Aanesen

Working Paper Series in Economics and Management
No. 07/08, December 2008

**Department of Economics and Management
Norwegian College of Fishery Science
University of Tromsø
Norway**

Økonomisk verdsetting av havmiljø

– Anvendelse på havområdet utenfor Nordland*

Claire W. Armstrong, Viktoria Kahui og Margrethe Aanesen
Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø

Oktober, 2008

Nøkkelord; Total Economic Value, havmiljø, Nordland

* Dette er en omarbeidet versjon av utredningen *Økonomisk verdsetting av havmiljø – Anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen* gjort på oppdrag for Miljøverndepartementet i 2007-2008. Takk går til referansegruppen på Miljøverndepartementet, Hallvard Ødegård, Idar Schei, Torbjørn Asgård og kolleger på Norges fiskerihøgskole for gode innspill til arbeidet. Eventuelle feil er våre egne.

I sommer har konflikten om havområdene utenfor Lofoten-Vesterålen toppet seg, med sterke utspill fra fiskerhold om seismikkskyting på fiskefelt. Økende bruk av havet til ulike aktiviteter, det være seg fiske eller petroleumsvirksomhet, oppdrett, transport eller turisme, gjør at en bredere forståelse av hvilke verdier havet tilbyr er et viktig innspill i politiske avgjørelser. I dette arbeidet presenteres og kvantifiseres økonomiske verdier generert i territorialfarvannet utenfor Nordland fylke ved bruk av Total Economic Value (TEV) oppsettet. Studien viser at verdier vi vanligvis forbinder med havet, slik som fiske og turisme, kun utgjør en begrenset andel av de totale verdiene som havmiljøet tilbyr.

1 INTRODUKSJON

I de senere årene har myndighetene iverksatt såkalte helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder (Anon 2005a). Disse planene har i liten grad sett på økonomiske forhold, men som regel fokusert på fysiske, geologiske og biologiske forhold. Dette arbeidet er ment å bidra med en innføring i økonomisk verdsetting av havmiljø, og da spesifikt territorialfarvannet utenfor Nordland fylke. Studien er et første steg, og ikke en utfyllende beskrivelse av de økonomiske verdiene knyttet til dette havområdet.

Bakgrunnen for behovet for verdsetting av havmiljøet ligger i de beslutningene som stadig må tas med hensyn på ulike inngrep i form av menneskelige aktiviteter i havmiljøet. I slike sammenhenger er man interessert i å vurdere eventuelle endringer i samlet økonomisk verdi ved ny virksomhet, og det blir dermed viktig å identifisere *endringen*. En måte å vurdere verdien av slike endringer på er villighet til å betale for å unngå endringer. I dette arbeidet tar vi imidlertid utgangspunkt i *eksisterende* verdier i havmiljøet. Ingen spesifikk endring er gitt, og studien er derfor en oversikt over eksisterende verdier.

Arbeidet gjøres ved å benytte konseptet Total Økonomisk Verdi¹ (Total Economic Value; TEV). Vi vurderer verdier som skapes i ulike næringer som fiske og turisme, der et rent og

¹ For noen eksempler på bruk av TEV, se Costanza et al (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253-260, og Turpie et al (2003), Economic value of terrestrial and marine biodiversity in Cape Floristic region: implications for defining effective and socially optimal conservation strategies, *Biological Conservation* 112, 233-251.

produktivt havmiljø er en sentral innsatsfaktor i produksjonen. Slik verdsetting er kjent fra nasjonalregnskapet. Men også verdier som ikke gjenfinnes i slike regnskap er relevante, for eksempel sirkulering av næringsstoffer, regulering av gasser, avfallsbehandling og rekreasjonstjenester. Verdier under havbunnen, slik som olje og gass, tas ikke med i denne analysen. Et slikt verdsettingsarbeid er typisk flerdisiplinært, men vi fokuserer her utelukkende på den økonomiske tilnærmingen².

Artikkelen er organisert som følger. I de første delene presenteres TEV rammeverket og dets bestanddeler, metoder for verdsetting av bestanddelene, og eksempler på bruk av TEV i litteraturen. Deretter følger en diskusjon av problemområder knyttet til TEV. Avslutningsvis estimeres og diskuteres verdier for det relevante havområdet.

2 TOTAL ØKONOMISK VERDI (*TOTAL ECONOMIC VALUE*, TEV)

Konseptet *Total Økonomisk Verdi* (Total Economic Value; TEV) gir en nyttig ramme for de verdier som kan knyttes til naturmiljø (Pearce & Turner 1990)³. Disse inndeles i bruksverdier og ikke-bruksverdier⁴, der bruksverdiene omfatter økonomisk produksjon med naturmiljøet som innsatsfaktor, og ikke-bruksverdiene omfatter den rene eksistensen av naturmiljøet. Bruksverdiene deles inn i flere grupper; de *direkte* bruksverdiene kan måles som resultat av en markedsinteraksjon. Typiske eksempler fra marine miljø er fiske og turisme. De *indirekte* bruksverdiene er verdier som ikke finnes direkte i markedet, men som støtter opp om eller bidrar til de direkte bruksverdiene. I det marine miljø vil habitat og mat for kommersielle arter

² Økonomisk verdsetting er kontroversielt også blant økonomer, og ikke-monetære verdsettingsmetoder får stadig økende oppmerksomhet (Getzner et al. 2005). *Biologisk* verdsetting av havmiljø er også presentert i litteraturen (Derous et al. 2007), og omtaler verdi eller rangering av havområder ut fra grad av særegenhet, uberørthet, representativitet, sårbarhet, samt en lang rekke andre kriterier.

³ Det eksisterer også andre innfallsvinkler til verdsetting av økosystemgoder og tjenester (se for eksempel Kumar og Kumar (2008) og Chee (2004))

⁴ Det er mange ulike variasjoner av TEV konseptet, og innholdet i de ulike verdiene varierer. Se Pearce og Turner (1990) for en oversikt over diskusjonen om temaet.

være nærliggende eksempler. Også tjenester som rensing av vann og sirkulering av næringsstoffer er indirekte verdier som påvirker de direkte bruksverdiene. Opsjonsverdier er verdien av miljø som potensiell verdiskaper. Denne verdien uttrykker hva mennesker er villig å betale for å beholde et naturmiljø ut fra en sannsynlig fremtidig bruk. Kvasi-opsjonsverdier uttrykker hva samfunnet er villig å betale for å beholde et naturmiljø ut fra en forventning om fremtidig økning i kunnskap om slike verdier.

Figur 1 ca her

Ikke-bruksverdiene deles i to grupper; eksistensverdier og bevaringsverdier. Eksistensverdier uttrykker en verdsetting av miljøet som ikke relaterer til mulig fremtidig bruk, men kun av pur eksistens. Mange mennesker betaler for medlemskap i organisasjoner som beskytter miljø og dyr som de aldri kommer til å oppleve selv, men som de verdsetter eksistensen av. Bevaringsverdier uttrykker hva mennesker er villig til å betale for å bevare miljø for fremtidige generasjoner.

I tillegg til verdiene som presenteres i Figur 1 omtales også infrastrukturverdier, det såkalte *limet* (glue) i økosystemet (Turner et al. 2003). Limet refererer til de underliggende strukturelle effektene av økosystemtjenestene som gjør at havet har verdi utover summen av de enkelte tjenestene.

3 TEV OG ØKONOMISK TEORI

Hvilke verdier er det vi ønsker å måle i TEV og hva er relevante estimatorer å bruke for å måle det? De direkte bruksverdiene er goder som omsettes i et marked og det er svært nærliggende å bruke markedsverdien som estimat. Strengt tatt er det imidlertid konsument- og produsent overskuddet vi er ute etter å måle, men da særlig konsumentoverskuddet sjelden vil være kjent, må vi bruke en tilnærming. Problemet med markedsverdien er at det er en brutto

størrelse som også omfatter en rekke innsatsfaktorer brukt for å framskaffe godet. Et alternativ er derfor bruttoproduktet. Fordelen med det som estimator er at en gjennom nasjonalregnskapet kan finne sammenlignbare estimat både mellom land og over tid.

Figur 2 ca her

De indirekte bruksverdiene framkommer sjelden i et marked, men kan betraktes som positive eksternaliteter. Det er altså tjenester naturen yter, men som produsenter/konsumenter ikke tar hensyn til i sin økonomiske tilpasning. Analytisk sett kan de dermed behandles som en subsidie i produksjonssammenheng som gjør at tilbudskurven får et positivt skift (se Figur 2).

Verdien på subsidien, dvs det naturen yter, blir nå området $B+C+E+F+G$, som kan ses på som et estimat for den indirekte bruksverdien.

Det er ikke gitt at alle direkte bruksverdier kan estimeres ved bruk av bruttoproduktet og alle indirekte bruksverdier analyseres som eksternaliteter knyttet til et marked. Det fins derfor en lang rekke metoder for å finne de ulike verdiene i TEV. I Figur 1 vises ulike metoder og datakilder for å bestemme de ulike bestanddelene i TEV, og vi ser av figuren at en enkel verdi kan finnes ved anvendelse av ulike metoder.

4 TEV I LITTERATUREN

Verdsetting av miljøtjenester generelt, og bruk av Total Økonomisk Verdsetting (TEV) konseptet spesielt, er en av de raskest voksende områdene innen miljø- og økologisk økonomi i de senere år (Turner et al. 2003). Imidlertid anvender ikke de fleste studiene TEV konseptet i sin fulle bredde, men finner noen mer isolerte økonomiske verdier for tjenester som naturen yter⁵ De aller fleste studiene er terrestriske, og ikke marine. Beaumont et al (2008) er et

⁵ Se eksempelvis Bergstrom et al. (1990), Creedy & Wurzbacher (2001), Croitoru (2007), De Groot et al. (2003), Folke et al. (1991), Gilbert & Janssen (1998), Guo et al. (2001), Navrud & Mungatana (1994), Niskanen

unntak, hvor man søker å verdsette økosystem varer og tjenester i Britiske farvann, og der TEV benyttes til å dele opp alle varer og tjenester i direkte bruksverdier (mat og råvarer), indirekte bruksverdier (fritid, resiliens, sirkulasjon av næringsstoffer, gass og klimaregulering, biologisk rensing av avfall, habitat, hindring av forstyrrelse, kulturelle og kognitive verdier), opsjonsverdier og ikke-bruksverdier. Ved å benytte eksempler og case studier der dette var tilgjengelig, finner forfatterne estimat på åtte av de 13 varer og tjenester som var identifisert. Forfatterne velger å ikke aggregere disse verdiene for å fremsette en total verdi på Britiske havområder fordi mange ulike metoder benyttes for å kalkulere verdiene og de verdiene som framkommer er ikke nødvendigvis sammenlignbare. De fastslår at å presentere en total verdi feilaktig vil forutsette en overordnet sammenheng.

Costanza et al. (1997) gjør en mye sitert⁶ global TEV studie der de ved hjelp av mer enn 100 ulike økosystem verdsettingsstudier finner verdier for verdens økosystem tjenester og naturressurser, deriblant også marine miljøer. Constanza et al. (1997) finner gjennomsnittlige verdier per hektar for 17 økosystem tjenester (for eksempel gass og klima regulering, sirkulering av næringsstoffer) over 16 biomer (åpent hav, kyst, skog, sletter, innsjøer/elver, osv), og ekstrapolerer disse verdiene ved å multiplisere med hvert biom sitt totale areal. Den totale aggregerte verdien av verdens økosystemtjenester er slik estimert til å være mellom NOK 149.000 mrd - 503.000 mrd (i 2008 verdier).

5 PROBLEMER KNYTTET TIL TEV

Monetære verdier på indirekte bruk

(1998), Ronnback (1999), Seidl & Moraes (2000), Shrestha et al. (2002; Spurgeon 1992), Spurgeon (1992), Steer et al. (2003), Torras (2000), van Beukering et al. (2003) og Zhongmin (2003).

⁶ Artikkelen er kritisert for en lang rekke forhold, som sammenligning og summering av ikke sammenlignbare størrelser, dobbelttelling, verdsetting av uendelige verdier, samt kritikkverdige metodebruk, men får også ros for å ha stimulert forskning og debatt innen emnet (se en oversikt i Toman (1998)).

Det er betydelig uenighet forbundet med om det er riktig å sette monetære størrelser på indirekte bruksverdier⁷. Spørsmålet er hvorvidt det overhodet er mulig eller ønskelig å uttrykke naturmiljøet i monetære mål. For eksempel, er det mulig å verdsette tap av arter i økonomiske termer på en fornuftig måte? En rekke økonomer innen økologisk økonomi tradisjonen mener at rangering basert på miljønivåer og anvendelse av mer diskursive metoder for slike rangeringer er å foretrekke framfor en sammenlignbar monetær verdsetting basert på individbaserte undersøkelser (se Getzner et al (2005) for en oversikt). Dette er for så vidt ikke en kritikk av selve TEV systemet, men de metoder som tradisjonelt har vært benyttet i verdsettingen av elementene i TEV.

Nytteoverføringer

Nytteoverføringer er bruk av økonomisk informasjon hentet fra et gitt sted på et gitt tidspunkt for å opplyse om økonomiske verdier forbundet med miljømessige goder og tjenester et annet sted til en annen tid (Wilson & Hoehn 2006). Politiske valg krever ofte vurdering av effekter på miljøet, men det er sjelden tid og ressurser til å gjennomføre fullstendige vitenskapelig vurderinger som fanger opp miljøverdier som ikke fins i markeder. Gitt slike problemer har nytteoverføringslitteraturen vokst betydelig siste tiår, og økonomiske verdier fra eksisterende studier har blitt overført til nye studiesteder.

Nytteoverføringer er imidlertid ikke uproblematisk. Wilson og Hoehn (2006) påpeker at målefeil fra opprinnelige studier vil bli overført og muligens være økende for det nye studiestedet. Det kan også være nødvendig å justere overførte nytteverdier, eksempelvis for befolkningsstørrelse, inntektsnivå, biofysisk kontekst og tilstedeværelse av substitutter. Til

⁷ Dette er et av skillene mellom det som kalles økologisk økonomi og miljøøkonomi (ecological economics og environmental economics). Skillet er imidlertid ikke absolutt, da det finnes økonomer som kaller seg økologiske økonomer som også anvender monetære størrelser på indirekte bruksverdier.

tross for disse og andre problemer har nytteoverføringer den fordel at de er tids- og kostnadseffektive, og kan bidra med vurderinger om mer inngående studier bør gjennomføres.

Gitt våre begrensninger i tid og ressurser, har vi anvendt nytteoverføringer, noe som ofte medfører at vi anser resultatmålet som usikkert eller spekulativt. Tross dette mener vi at resultatet gir en indikasjon av verdier på nasjonalt eller regionalt nivå.

Aggregering

Som nevnt tidligere er det problematisk å summere de ulike verdiene som fremkommer i en TEV analyse all den tid de ofte fremkommer ved bruk av svært ulike metoder. Mange økologiske tjenester er avhengige av hverandre, og mulig *dobbeltelling* må kontrolleres for. Miljøpolitikk på det lokale nivå fokuserer på press på økosystemer i form av årlig tap i økosystem funksjoner. Mange hver for seg små endringer kan gi store totalvirkninger, noe som understreker behovet for mer helhetlige planer. Turner et al. (2003) påpeker at aggregering av TEV for tjenestene til et gitt økosystem ikke nødvendigvis reflekterer de totale verdiene i systemet, fordi summen av de individuelle funksjonene ikke fanger opp infrastruktur verdier, såkalt lim (*glue*), som relaterer til de underliggende strukturelle effektene av økosystem tjenestene. Økosystemtjenester er komplekse og lite forstått, slik at enhver monetær estimering av verdi må behandles med forsiktighet. Til tross for dette er det klart at ved å *ikke* inkludere økosystemverdier i en TEV eller nytte-kostnadsstudie, blir disse verdiene ofte skjøvet til side. En fremgangsmåte er å anvende monetære verdier på enkelt grupper av verdier som inngår i TEV uten å aggregere disse. I tillegg er det nødvendig å diskutere potensiell følsomhet og begrensninger forbundet med utledningen av disse verdiene.

6 TEV BRUKT PÅ HAVOMRÅDET UTENFOR NORDLAND FYLKE

I Stortingsmelding nr. 8 2005-2006 har Miljøverndepartementet utarbeidet en forvaltningsplan for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Anon 2005a), for å danne et rammeverk for bærekraftig utnyttelse av naturressurser i disse områdene. Disse områdene betegnes som særlig verdifulle og sårbare. Her er sentrale gyte-, egg-, og larvedriftsområder for kommersielt viktige arter som torsk og sild. Noen av disse områdene er også viktige hekke-, myte- (fjærskifte) og overvintringsområder for sjøfugl bestander, som nordlig sildemåke, stellerand og lunde. Videre er området kjent for betydelige forekomster av sårbar bentisk fauna, slik som dypvannskorall og svamper. Området karakteriseres som rent, produktivt og rikt i et internasjonalt perspektiv. Tradisjonell bruk av disse havområdene er hovedsakelig fiske og maritim transport, men det er en økende interesse med hensyn på olje og gassutnyttelse, transport av olje, turisme og marin bioprospektering.

Direkte bruksverdier

De direkte bruksverdiene som omhandles her er fiskeri, i form av førstehandsverdier for fiske⁸ (inkludert all høsting i havet), oppdrett (inklusive skjell), videreforedling av marine produkter, og reiseliv⁹. Vi inkluderer ikke avledede verdier fra de nevnte aktiviteter, og tar dermed ikke med multiplikator effekter, dette i henhold til Finansdepartementets anbefaling (Anon 2005b). Vi benytter bruttoproduktet eller verdier avledet av bruttoproduktet som verdimål, og disse presenteres i Tabell 1.

⁸ Det er imidlertid verdt å merke at tallene for fiske, fangst og oppdrett gjelder havprodukter levert i Nordland fylke. Det er imidlertid klart at en del fisk som leveres i Nordland har blitt fisket utenfor fylkets tilhørende territorialfarvann, og eventuelt også i territorialfarvann til andre fylker. Videre må det bemerkes at fisk som fiskes i farvann utenfor Nordland fylke også til en viss grad leveres andre steder. Det mest korrekte vil innebære å identifisere fisket i bestemte havområder, finne markedspriser og kostnader, og kalkulere bruttoprodukt for de valgte havområdene. Videre er Lofoten-Vesterålen et viktig gyte- og oppvekstområde i flere viktige fiskebestanders livssyklus, og dermed bidrar disse farvannene også positivt til fangster som tas andre steder. Man kan derfor hevde at bruttoproduktet slik definert her er en underestimert bruk av bruksverdien av disse farvannene med hensyn på fiskeri, til tross for at også andre farvann bidrar til fisket i Nordland fylkes farvann.

⁹ At rene havområder utenfor Nordland, og spesielt Lofoten-Vesterålen bidrar til å trekke turister dit burde være udiskutabelt. Det kan imidlertid stilles spørsmål ved hvor stor andel av den samlede turismen på øygruppene som kan tilskrives nærheten til havområdene. Vårt utgangspunkt er at havet i kombinasjon med fjellene er det som gjør regionen unik i en reiselivssammenheng, da begge naturelementene er nødvendige for regionens attraktivitet.

Indirekte bruksverdier

Estimerte indirekte bruksverdier omfatter sirkulering av næringsstoff, rensing av avløpsvann, gass og klimaregulering, rekreasjon, samt habitat¹⁰. For disse verdiene finnes det ikke data kilder hvor vi kan finne monetære estimat, og vi har laget estimat med basis i implisitt verdsetting, rehabiliteringskostnader, renskostnader og lignende metoder. Dermed er disse verdiene ikke direkte sammenlignbare med bruksverdiene, men gir indikasjoner på eksempelvis konsumentoverskudd. Verdiene gjennomgås i mer detalj nedenfor og presenteres i Tabell 2.

a) Sirkulasjon av næringsstoffer

Siden starten på menneskelig næringsvirksomhet har tilsig av uorganiske næringsstoffer, som fosfor og nitrogen, til naturen økt progressivt. Konsekvensene beskrives som eutrofiering (økt tilskudd av uorganiske næringsstoffer som konverteres til organisk materiale i et system), som medfører en myriade av økosystem skader slik som algeoppblomstring, anoksiske (oksygen mangel) forhold, økt fiske- og skalldyrsdødelighet, nedgang i transparens av vann, smak og luktproblemer forbundet med vann, vannbehandlingsproblematikk og korall dødelighet i kystnære områder (Lavelle et al. 2005). Peterson og Lubchenco (1997) beskriver hvordan dagens behandling av kloakk resulterer i store mengder uorganiske næringsstoffer ender opp i havet og tas opp av planteplankton. Også forbrenning av fossilt brensel produserer nitrogenholdige næringsstoffer som tas opp i estuarier og andre kystnære strøk gjennom sur nedbør.

¹⁰ Det har ikke lyktes oss å finne gode verdsettingsmål for opsjonsverdier, kulturelle verdier, resiliens, samt regulering av forstyrrelse og skade for studieområdet. Dette betyr imidlertid ikke at slike økologiske tjenester ikke eksisterer og har en verdi.

Jordbruksstilsig er svært begrenset i nordlige farvann i Norge, mens oppdrett er den dominerende aktiviteten med hensyn på utslipp av nitrogen og fosfor langs norskekysten (NIVA, 2005)¹¹, og Nordland er vårt største oppdrettsfylke¹². I så måte kan havets rensing ses på som en positiv ekstern effekt som oppdrett benytter seg av gratis.

Vi mener at i motsetning til metoden Costanza et al. (1997) og Beaumont et al. (2006) bruker der de beregner havets *potensielle* rensesverdier, så er en mer riktig verdsetting av havets næringsstoffsirkuleringstjeneste å beregne kostnadene forbundet med alternativ rensing. For eksempel, all den tid havbasert oppdrett står for stordelen av utslippene av fosfor og nitrogen i Nordland, så vil alternativ rensing av utslipp kreve overgang til landbasert oppdrett. I landbasert oppdrett er det nødvendig for fiskens velvære med utstrakt resirkulering og rensing av vann, ikke bare av nitrogen og fosfor men også ammoniakk og CO₂. Ved å anta mellom 0,16 og 1,0 liter vann per kg fisk i minuttet¹³, der mellom 1 og 10% av vannet renses, og en produksjon av oppdrettslaks i Nordland i 2006 på 107.135 tonn (foreløpige tall), vil total renses vannmengde være mellom 90 mill og 5,5 mrd m³ dersom all laks ble produsert på landbaserte anlegg. Gitt en renses kostnad for fosfor¹⁴ på kr 2,81/m³, kan vi si at havet utfører en tjeneste som ville ha kostet mellom NOK 253 mill og 15 mrd årlig. Disse tallene gjelder kun for rensing av fosfor, mens havet leverer også tjenester til havbasert oppdrett i form av rensing av nitrogen, ammoniakk og CO₂. Vi merker at verdien på denne tjenesten er betydelig,

¹¹ Langs norskekysten utgjør utslipp fra oppdrett mer enn 40% av totale menneskeskapt tilførsel av nitrogen og 70% av menneskeskapt tilførsel av fosfor (NIVA 2006), mens tilsvarende tall for Nordland er 69% og 87%, respektivt (John Selvik, NIVA, pers. med.).

¹² I en rapport for WWF i Skottland, estimerer MacGarvin (2000) at skotsk akvakultur med en årlig produksjon på 125.000 tonn slipper ut nitrogen i mengder tilsvarende en befolkning på 3,2 mill mennesker, og fosfor tilsvarende en befolkning på 9,4 mill mennesker. Norsk produksjon av laks ligger på omkring 600.000 tonn, altså mer enn fem ganger Skottlands produksjon.

¹³ Førstnevnte mål er for et svært effektivt landbasert anlegg, mens siste mål er en mer standard tommelfinger regel.

¹⁴ Fra regresjonsanalysen på data fra Norsk Vanns benchmarking prosjekt (se Sirkulasjon av næringsstoffer tidligere) får vi NOK 205 per person per år for rensing av fosfor. Dette deles på mengde vann (200 liter per person per dag), som gir en kostnad for fosforrensing lik NOK 2,81 per m³. Det må imidlertid bemerkes at rensing av kloakk ikke er direkte sammenlignbart med resirkulering av vann i landbasert oppdrett. Videre er det stort potensial for utvikling av for slik at større andel av fosforet utnyttes av fisken i fremtiden.

men langt lavere enn lignende tall fra Costanza et al. (1997) og Beaumont et al. (2006)¹⁵. Det må videre bemerkes at overgang til landbasert oppdrett vil bidra til å redusere kostnader som det kan sies at havmiljøet påfører havbasert oppdrett, i form av kritiske værforhold, sykdom og temperaturendringer. Slik sett burde man også se på kostnadene som havet påfører. Det må imidlertid påpekes at så å si all oppdrett av matfisk i Norge er havbasert, noe som indikerer at det er verdier, muligens også andre enn de nevnt her¹⁶, forbundet med å drive oppdrett i havet kontra på land.

b) Håndtering av avløp

Menneskeskapt avfall kan være organisk (olje eller kloakk) eller uorganisk (metaller eller syntetiske kjemikalier). En betydelig andel av dette avfallet ender i havet ved uhell, for eksempel ved skipsulykker eller industrielle utslipp, eller med viten og vilje som i tilfellet kloakk. Marine organismer lagrer, fortynner, begraver og transformerer avfall som resulterer i avgiftning og rensing. Disse prosessene er svært komplekse og vil i stor grad avhenge av nivå på biodiversitet og nøkkel arter i økosystemet.

Når avløpsvann slippes ut i lite belastede havområder og samlet mengde avløpsvann er begrenset relativt til størrelsen på resipienten er det normalt bare krav om mekanisk rensing (laveste rensegrad før utslipp). Dette gjelder langs hele kysten nordover fra sørvestlandet. Avløpsvann som slippes ut i vassdrag, ferskvann og i Skagerrak er i tillegg pålagt kjemisk rensing. Noen kommuner i Indre Oslofjorden er også pålagt å fjerne nitrogen fra avløpsvannet før det slippes ut. Organisasjonen Norsk Vann foretar jevnlig kostnadsanalyser av kommunenes vann- og avløpskostnader basert på tall fra KOSTRA. Når en vet hvilke

¹⁵ Ved bruk av Costanza et al. (1997) og Beaumont et al. (2006) sin metode ble fosfor rensing av hele Nordlands territorialfarvann en gang estimert være NOK 3712 mrd, altså minst 200 ganger så høyt som vårt estimat.

¹⁶ Her kan nevnes kostnader forbundet med eiendom på land.

kommuner som bruker mekanisk og kjemisk rensing er det mulig ved bruk av regresjonsanalyse å beregne hva en overgang fra kun mekanisk til også kjemisk rensing koster per m³ avløpsvann og hva innføring av rensing av nitrogen koster per m³ avløpsvann. Vi benytter forskjellen i rensekostnader mellom kun mekanisk og kombinasjonen kjemisk/mechanisk rensing som estimat på verdien av rensjetjenester fra et havområde brukt som resipient for avløpsvann.¹⁷ Dette gir en verdi på sparte rensekostnader i Nordland fylke lik NOK 195 millioner årlig.

c) Gass og klima regulering

Beaumont and Tinch (2003) forklarer at biokjemiske prosesser ivaretar atmosfærens og havets kjemiske struktur. Prosesser som regulering av CO₂/O₂ balansen, ozon, og SO_x er essensielle for å sikre luft som kan pustes, og dermed terrestrisk liv slik vi kjenner det. Marint bentisk miljø fungerer som en CO₂ lagrer, og er slik essensiell for reguleringen av karbon flyt. Regulering av gasser spiller også en viktig rolle i klimareguleringen. Primærproduksjonen i havet er sentral med hensyn på evnen til å lagre karbon i dette miljøet, gjennom konvertering av CO₂ til organisk materiale¹⁸.

Vi estimerer karbon lagringstjenesten i Nordlands territorialfarvann ved å multiplisere gjennomsnittlig primærproduksjon med nåværende markedspris på karbonutslippstillatelser i EU. Skogen et al. (2007) beregner en gjennomsnittlig primærproduksjon i Norskehavet på

¹⁷ Denne kostnadsforskjellen vil imidlertid kunne omfatte flere forhold enn de som har med rensekostnadene å gjøre. For eksempel er det slik at de kommunene som har mekanisk rensing ofte bruker flere små renseanlegg, mens ved kjemisk rensing samler en rensingen i noen få, store anlegg. I kjemiske anlegg er renseprosessen grundigere og medfører mer slam. Det øker kostnadene knyttet til å frakte bort og deponere slammet. På den annen side er vannet som slippes ut renere etter å ha vært gjennom en kjemisk renseprosess.

¹⁸ Mer spesifikt, planteplankton tar opp CO₂, slik at årlig primærproduksjon kan beregnes som mengden karbon som lagres av en gitt biomasse fyttoplankton (Beaumont et al. 2006).

79g karbon per m². Dette konverterer til en primærproduksjon på 0,004 Gigatonn karbon i Nordlands territorialfarvann. Gitt prisen på omsatt CO₂ kvoter i EU (NOK 195/tonn karbon, i Futures Market (ECX) i januar 2008 priser) blir verdien på karbonlagring ut fra dagens karbonkvotepris NOK 0,884 mrd årlig. Den markedsbaserte verdien reflekterer verdi av karbonlagring, selv om karbonlagring i havet ikke regnes blant mekanismene i Kyoto protokollen. Det er imidlertid verdt å merke at denne verdien uansett sannsynligvis er et underestimat, siden kun primærproduksjonens evne til karbonlagring er tatt med.

Marginal skadekostnad kan bestemmes av reguleringsmyndighetene (Hanley et al. 1997), noe som kan sies å være tilfellet for EU som bestemmer et gitt utslippsmål (vertikal marginal skadekostnadskurve) og prisen bestemmes av skjæringspunktet med den avtagende marginale rensekostnadskurven. Ved å benytte denne markedsprisen i beregningen av karbonlagringstjenesten i Nordlands territorialfarvann, fås verdien av karbonlagringskapasiteten som nå tilbys gratis (positiv eksternalitet) tilsvarende det som eksisterer i skog og andre CO₂ absorberende naturmiljøer i Norge.

d) Naturbaserte rekreasjonstjenester for lokalbefolkningen

Rekreasjon for lokalbefolkning er et typisk ikke-markedsført gode, som innebærer at det ikke eksisterer priser som angir hvordan folk verdsetter dem. Siden det ikke betales noe for slik bruk av naturen må en finne andre måter å fastsette verdien av de rekreasjonstjenestene naturen yter. Ulike metoder er utviklet for dette (reisekostnadsmetoden, hedonisk prising, betinget verdsetting). Oss bekjent er det ikke utført undersøkelser der noen av disse metodene har vært brukt blant respondenter i Nordland, og vi kjenner heller ikke til studier med resultat som enkelt kan overføres. Vi har derfor valgt en noe annen tilnærming.

Vi antar at innbyggerne i Nordland fylke frivillig har valgt å bo der. Alternativet er å flytte til et annet sted i landet eller til utlandet. Både brutto inntekt og lønnsinntekt er betydelig lavere i Nordland fylke enn både landsgjennomsnittet og der hvor lønn- og inntektsnivået er høyest (Oslo området). I 2006 utgjorde lønnsforskjellen per hushold mellom Nordland og landet sett under ett vel kr. 30.000 per år. Sosialstønadssetser skal gi et uttrykk for faktiske levekostnader og disse varierer geografisk. I Nordland er de 30% lavere enn i landet sett under ett. Vi har korrigert forskjellen i inntekt per hushold mellom Nordland og landet sett under ett for forskjeller i levekostnader. Det gapet vi da sitter igjen med tolker vi som det folk er villig til å betale for å ha tilgang til goder som ikke kan kjøpes for penger (slike goder ivaretar inntekten) som nærhet til familie, kulturelle verdier og rekreasjonsmuligheter. Når vi multipliserer dette gapet per hushold med antall hushold i Nordland får vi et estimat på verdien av ikke-markedsførte goder for hushold i Nordland på 3,2 mrd kroner per år. Deler av dette kan tilskrives nærheten til rene havområder.¹⁹

e) Habitat

De eneste habitatverdiene vi har klart å kvantifisere er forbundet med dypvannskorallrevet, Røstrevet, som ligger utenfor territorialfarvannet i Nordland. Freiwald et al. (2004) rapporterer at Røstrevet, observert av biologer første gang i 2002²⁰, er ansett for å være verdens største dypvannskorallrev med en størrelse på ca 100 km².

Spurgeon (1998) påpeker at de potensielt mest kostbare marine habitater å rehabilitere er nettopp korallrev. Kostnadene Spurgeon (1998) presenterer for korallrev i Puerto Rico og Florida omfatter restaurering og rehabilitering av rev, inkludert fjerning av avfall, stabilisering

¹⁹ Dette tilsvarer kompensierende variasjon, som angir hvor mye en person er villig til å gi opp av f eks inntekt for å få mer av et annet (ikke markedsført) gode, f eks naturbaserte rekreasjonstjenester, gitt at nytetnivået skal være uforandret

²⁰ Revet er blitt vernet med hensyn på bunntål siden 2003.

av substrat, transplantering av korall og svamp osv. Til tross for at disse kostnadene er beregnet for tropisk korallrev, gir de en viss indikasjon på verdi. Restaureringskostnader for dypvannskorall vil imidlertid være adskillig høyere på grunn av dybde og andre kompleksiteter relatert til disse dypvannsstrukturene.

Det må bemerkes at vi her overfører amerikanske myndigheters rehabiliteringskostnader av tropiske korallrev til et norsk dypvannskorallrev. De tropiske korallrevene har turisme og rekreasjonsverdier, og muligens også habitatverdier som inngår i kommersielt fiske. Videre kan disse rehabiliteringskostnadene inkludere eksistensverdier til den amerikanske befolkning med hensyn på disse korallrevene, samt opsjonsverdier. For det norske tilfellet er det kun eksistens og opsjonsverdier som gjelder, all den tid vi ikke kjenner til dypvannskorallenes funksjon i økosystemene i dyphavet. Dersom de amerikanske tallene inkluderer eksistensverdier, så må de justeres for befolkning. Vi har dermed justert de to amerikanske tilfellene for befolkningstall i Puerto Rico og Florida, noe som gir ekvivalente restaureringsverdier for Røstrevet på NOK 212,2 og 112,3 mrd, respektivt. I tillegg må det bemerkes at rehabiliteringskostnader ikke trenger å uttrykke den totale verdsettingen av disse revene.

Eksistens og bevaringsverdier

Ifølge forvaltningsplanen for *Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten* (NOU 2005-2006) er Lofoten området påpekt å være spesielt viktig for en rekke sjøfugl populasjoner. Anker-Nilsson (2006) rapporterer for NINA at Røst, den sørligste kommunen i Lofoten innehar den største aggregeringen av hekkende sjøfugl på det Europeiske fastland, og 20% av total hekking av sjøfugl langs norskekysten. Området har status som IBA (Important Bird Area) for bl.a. hekkende lunde, og er viktig for overvintrende

praktærfugl. NINA rapporten gir det ferskeste populasjonsanslaget på 529.580 sjøfugl (inkludert 11 arter som enten hekker eller overvintrer i Lofoten området, der lunde og praktærfugl representerer de største populasjonene). Ved å anvende Green et al (1994) sin CVM studie for betalingsvillighet for å beskytte fugl mot oljesøl, kan vi få en pekepinn med hensyn på eksistensverdier for sjøfugl i Lofoten-Vesterålen området. Vi konverterer Green et al's (1994) verdier per fugl til norske kroner (januar 2008) som gir NOK 93,7, multipliserer med antall sjøfugl i Lofoten området, og får dermed en eksistensverdi for sjøfugl på NOK 49,6 mill.

Eksistensverdier for den sesongmessige tilgjengeligheten av spekkhoggere langs norskekysten kan også beregnes. Christensen (1988) estimerer at minimum 1500 spekkhoggere er til stede langs norskekysten under sildemigrasjonen. I Lofoten, som er overvintringsområde for silda, er oktober til januar hovedsesongen for både sild og spekkhogger tilstedeværelse. Loomis and White (1996) utfører en meta-analyse av betalingsvillighetsestimater for ulike sjeldne arter. Spekkhoggere er ikke en truet art, og verdiene for spekkhoggeren er dermed sannsynligvis ikke direkte sammenlignbar med gråhvalens verdi eller knølhvalens verdi. Men da det ikke eksisterer noen andre relevante studier, anvender vi den laveste verdien oppgitt av Loomis and White (1996) på USD 17 som et konservativt, men muligens allikevel et overestimat på eksistensverdi for spekkhoggere, som gir totalt NOK 302 mill per år i 2008 kroner (NOK 140 multiplisert med antall norske husholdninger). Det må imidlertid bemerkes at vi her har estimert eksistensverdi for kun sjøfugl og spekkhoggere til totalt ca 353 mill kroner. Det er klart at dette ikke er de eneste arter som det hefter eksistensverdier ved. Derfor er det å forvente at til tross for at verdiene beregnet her kan være overestimeringer av eksistensverdier for disse spesifikke artene, så utgjør dette allikevel mest sannsynlig en underestimert av den totale eksistensverdien for området.

Sammendrag av de ulike verdiene

I Tabell 1 og 2 presenteres henholdsvis direkte og indirekte bruksverdier for det marine miljøet i studieområdet, Nordland fylke. I og med at alle de direkte bruksverdiene er innhentet på samme måte (bruttoprodukt) velger vi å summere disse til en total nåverdi på i overkant av NOK 158 mrd. Som nevnt er dette sannsynligvis et underestimat av den totale økonomiske bruksverdien fordi konsument overskuddet ikke er inkludert i tallet.

Tabell 1 ca her

Når det gjelder de indirekte bruksverdiene og eksistensverdiene, så er disse skilt ut i Tabell 2, fordi disse verdiene er av såpass forskjellig opprinnelse og basert på ulik metodikk i forhold til det som er presentert for direkte bruksverdier. Det er videre store forskjeller i metode og mål anvendt på de ulike indirekte bruksverdiene og eksistensverdiene. Tabell 2 viser også at det er stor forskjell på hvordan vi vurderer statusen til de ulike verdimålene. Vi velger derfor å ikke aggregere disse størrelsene, slik vi har gjort for de direkte bruksverdiene.

Tabell 2 ca her

7 KONKLUSJON

Resultatene i analysen viser at de største verdiene som havet tilbyr ikke nødvendigvis er å finne i de direkte bruksverdiene som vi vanligvis forbinder med havets verdiskapning, slik som fiskeri og turisme. De indirekte bruksverdiene, opsjonsverdiene og ikke-bruksverdiene er ofte mindre kjent og tas derfor sjeldent hensyn til. Dette er viktig informasjon med tanke på politiske avgjørelser som kan ha innvirkning på slike verdier. Det er også verdt å merke seg at

turisme verdier dominerer innen de direkte bruksverdiene. Her må det imidlertid bemerkes at fiskeriaktivitet i Norge historisk sett har blitt regulert ut fra en rekke politisk bestemte målsettinger, deriblant sikring av bosetting og sysselsetting langs norskekysten, slik at dagens verdier langt fra uttrykker de maksimale direkte bruksverdiene.

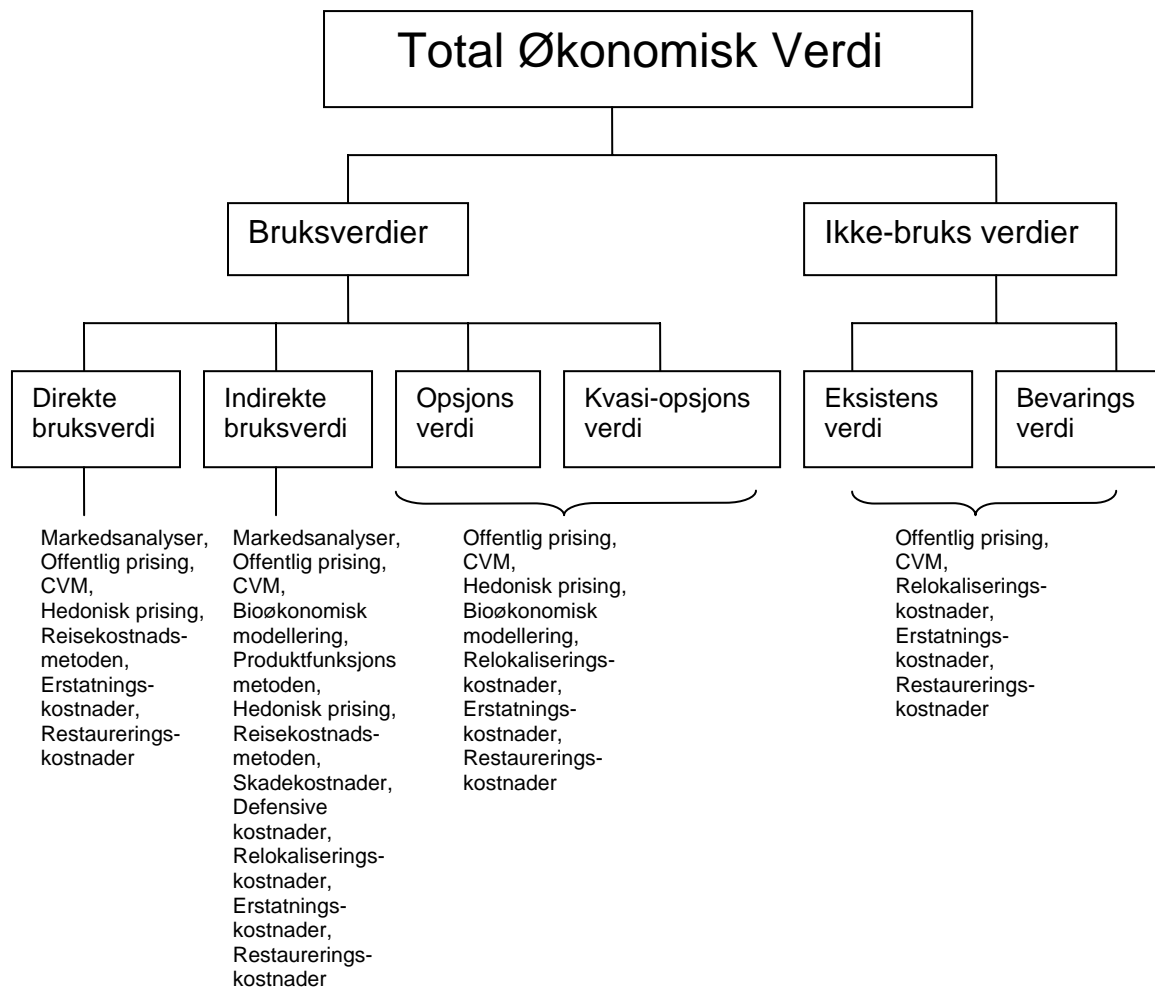
Det må også understrekes at de verdier som er presentert i denne artikkelen ikke er en fullstendig verdivurdering for havområdet all den tid det har vært vanskelig å finne gode estimat for en lang rekke verdier, og det kan være verdier vi ikke har tatt hensyn til. Imidlertid mener vi at en slik analyse er et utgangspunkt for videre arbeid knyttet til Forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten, og som mal for tilsvarende forvaltningsplaner for andre havområder.

Referanser

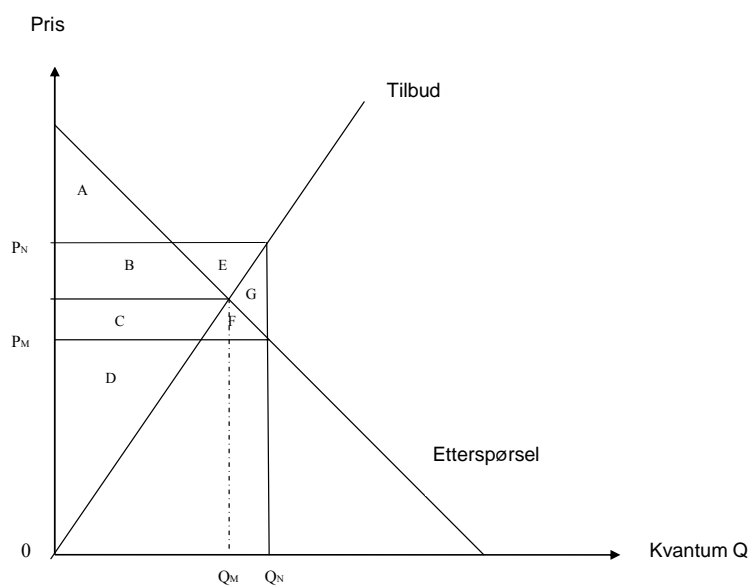
- Anker-Nilssen, T. 2006. The Avifaunal Value of the Lofoten Islands in a World Heritage Perspective. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.
- Anon. 2005a. Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). St. meld.nr 8. Kongelige miljøverndepartement.
- Anon. 2005b. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Finansdepartementet.
- Beaumont, N., and R. Tinch. 2003. Goods and Services of Marine Benthic Biodiversity. CSERGE working paper, ECM **03-14**.
- Beaumont, N., M. Townsend, S. Mangi, and M. C. Austen. 2006. Marine Biodiversity. An Economic Valuation.
- Beaumont, N. J., M. C. Austen, S. C. Mangi, and M. Townsend. 2008. Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* **56**:386-396.
- Bergstrom, J. C., J. R. Stoll, J. P. Titre, and V. L. Wright. 1990. Economic value of wetlands-based recreation. *Ecological Economics* **2**:129-147.
- Chee, Y. E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* **120**:549-565.
- Christensen, I. 1988. Distribution, movements and abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in Norwegian coastal waters, 1982-1987, based on questionnaire survey. *Rit. Fiskideildar* **11**:79-88.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. S. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. M'Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**:253-260.

- Creedy, J., and A. D. Wurzbacher. 2001. The economic value of a forested catchment with timber, water and carbon sequestration benefits. *Ecological Economics* **38**:71-83.
- Croitoru, L. 2007. Valuing the non-timber forest products in the Mediterranean region. *Ecological Economics* **63**:768-775.
- De Groote, H., O. Ajuonu, S. Attignon, R. Djessou, and P. Neuenschwander. 2003. Economic impact of biological control of water hyacinth in Southern Benin. *Ecological Economics* **45**:105-117.
- Derous, S., T. Agardy, H. Hillewaert, K. Hostens, G. Jamieson, L. Lieberknecht, J. Mees, I. Moolaert, S. Olenin, D. Paelinckx, M. Rabaut, E. Rachor, J. Roff, E. Stienen, J. Tjalling van der Wal, V. van Lancker, E. Verfaillie, M. Vincx, J. M. Węśławski, and S. Degraer. 2007. A concept for biological valuation in the marine environment *Oceanologia* **49**:99-128.
- Folke, C., M. Hammer, and A.-M. Jansson. 1991. Life-support value of ecosystems: a case study of the Baltic Sea Region. *Ecological Economics* **3**:123-137.
- Freiwald, A., J. H. Fosså, A. Grehan, T. Koslow, and J. M. Roberts. 2004. Cold water coral reefs: out of sight - no longer out of mind. UNEP-WCMC, Camebridge, UK.
- Getzner, M., C. L. Spash, and S. Stagl 2005. *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, UK.
- Gilbert, A. J., and R. Janssen. 1998. Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. *Ecological Economics* **25**:323-346.
- Green, D. P., D. Kahnemann, and H. Kunreuther. 1994. How the scope and method of public funding affect willingness to pay for public goods. *Public Opinion Quarterly* **58**:49.
- Guo, Z., X. Xiao, Y. Gan, and Y. Zheng. 2001. Ecosystem functions, services and their values - a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics* **38**:141-154.
- Hanley, N., J. F. Shogren, and B. White 1997. *Environmental Economics. Theory and Practice*. MacMillan Press Ltd, London.
- Kumar, M., and P. Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* **64**:808-819.
- Lavelle, P., R. Dugdale, R. Scholes, A. A. Berhe, E. Carpenter, L. Codispoti, A. Izac, J. Lemoalle, F. Luizao, M. Scholes, P. Treguer, and B. Ward. 2005. Ecosystems and Human Well-being. Current State and Trends. in J. Etchevers, and H. Tiessen, editors. Island Press.
- Loomis, J. B., and D. S. White. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* **18**:197-206.
- MacGarvin, M. 2000. Scotland's secret. Aquaculture, nutrient pollution eutrophication and toxic blooms in W. Scotland, editor.
- Navrud, S., and E. D. Mungatana. 1994. Environmental valuation in developing countries: The recreational value of wildlife viewing. *Ecological Economics* **11**:135-151.
- Niskanen, A. 1998. Value of external environmental impacts of reforestation in Thailand. *Ecological Economics* **26**:287-297.
- NIVA. 2006. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder i 2005 in N. i. f. vannforskning, editor.
- NOU. 2005-2006. Integrated Management of the Marine Environment of the Barents Sea and the Sea Areas off the Lofoten Islands.
. The Royal Norwegian Ministry of the Environment.
- Pearce, D., and R. K. Turner 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Pearson Education Ltd, Great Britain.

- Peterson, C. H., and J. Lubchenco. 1997. Marine ecosystem services. In ed. Daily, G.C. "Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems." Island Press: Washington, D.C.
- Ronnback, P. 1999. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove systems. *Ecological economics* **29**:235-252.
- Seidl, A. F., and A. S. Moraes. 2000. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil. *Ecological Economics* **33**:1-6.
- Shrestha, R. K., A. F. Seidl, and A. S. Moraes. 2002. Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models. *Ecological Economics* **42**:289-299.
- Skogen, M. D., W. P. Budgell, and F. Rey. 2007. Interannual variability in Nordic seas primary production. *ICES Journal of Marine Science* **64**:889-898.
- Spurgeon, J. 1998. The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Marine Pollution Bulletin* **37**:373-382.
- Spurgeon, J. P. G. 1992. The economic valuation of coral reefs. *Marine pollution bulletin* **24**:529.
- Steer, D., T. Aseltyne, and L. Fraser. 2003. Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal. *Ecological Economics* **44**:359-369.
- Toman, M. 1998. SPECIAL SECTION: FORUM ON VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES: Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* **25**:57-60.
- Torras, M. 2000. The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993. *Ecological Economics* **33**:283-297.
- Turner, R. K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, and S. Georgiou. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* **46**:493-510.
- van Beukering, P. J. H., H. S. J. Cesar, and M. A. Janssen. 2003. Economic valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia. *Ecological Economics* **44**:43-62.
- Wilson, M. A., and J. P. Hoehn. 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics* **60**:335-342.
- Zhongmin, X. 2003. Applying contingent valuation in China to measure the total economic value of restoring ecosystem services in Ejina region. *Ecological economics* **44**:345.



Figur 1. Total Økonomisk Verdi (TEV) og metoder for å estimere verdiene.



Figur 2. Produsent- og konsument overskudd når en positiv eksternalitet er tilstede.

Tabell 1. Direkte bruksverdier i mill kr, årlig og neddiskontert fremtidig verdi, målt som bruttoprodukt basert på 2004 tall og inflasjonsjustert til januar 2008 kroner.

Vare/Tjeneste	Monetær verdi per år	Nåverdi for all fremtid	Vurdering
Reiseliv	3 714	92 850	Usikker
Fiskeri/oppdrett	1 665	41 620	Underestimat
Videreforedling marine produkter	965	24 125	Underestimat
TOTALT	6 344	158 595	

En diskonteringsrate på 4% er benyttet

Tabell. 2 Indirekte bruksverdier og eksistensverdier i mill kr, årlig og neddiskontert fremtidig verdi, i januar 2008 kroner.

Vare/Tjeneste	Monetær verdi per år	Nåverdi for all fremtid	Metode/mål	Vurdering
Sirkulasjon av næringsstoffer	253 - 15 823	6 329 - 395 579	Alternativ rensing	Usikker
Håndtering av avløp	195	4 875	Alternativ rensing	Akseptabel
Gass og klima-Regulering	884	22 100	Beregnet CO ₂ lagringsverdi (KO ¹ og PO ²)	Underestimat
Rekreasjon	3 200	80 000	Implisitt verdi (KO)	Usikker
Habitat	112 300	2 807 500	Overført rehabiliteringsverdi (KO)	Spekulativ
Eksistensverdier	352	8 800	Betalingsvillighet (KO)	Underestimat

¹Måler konsumentoverskudd (KO)

²Måler produsentoverskudd (PO)