Hvordan sætter man pris på miljøgoder?

Af *Christian Beckmann, Alex Dubgaard* og *Kristian Lykke Fick*

Prisdannelsen på markedet sender signaler om forbrugerpræferencer til producenterne, der ser deres økonomiske interesse i at imødekomme disse præferencer. I dag er der bred enighed om, at markedet er det bedste allokeringsinstrument for de fleste "almindelige" goder. Men ikke alle goder kan eller ønskes omsat på et marked. Det drejer sig om rene offentlige goder som militært forsvar og håndhævelse af retssikkerhed mm., der ikke *kan* omsættes på et marked, samt en række offentlige gratisydelser, som undervisning, hospitalsbehandling m.v., der ikke *ønskes* fordelt via markedet.

Miljøværdier som ren luft, rent grundvand, adgang til friluftsliv mm. er enten offentlige goder, fx den luft vi indånder, der ikke kan gøres til genstand for markedstransaktioner; eller samfundsmæssige fællesgoder (fx grundvand og adgang til rekreative områder), der ikke ønskes fordelt ved hjælp af prismekanismen. Borgerne i samfundet har derfor ikke mulighed for at bestemme "udbuddet" af sådanne goder gennem deres frie forbrugsvalg. Mængden og kvaliteten af ikke-markedsgoder styres gennem politiske beslutninger. Formålet med økonomisk værdisætning er at levere information til den politiske og administrative beslutningsproces om befolkningens præferencer for ikke-markedsgoder, herunder miljøgoder. Økonomisk værdisætning opgør præferencer i penge - som regel i form af (hypotetisk) betalingsvilje for det undersøgte gode. Når et miljøgode måles i penge, er det muligt at sammenholde den samfundsmæssige værdi af godet med omkostningerne ved at frembringe eller bevare det.[1]

Økonomisk værdisætnings relevans

Økonomiske afvejninger af den ovenfor skitserede art betegnes som cost-benefit analyser. Er de samlede benefits større end de samlede omkostninger ved en given politik, så betragtes dette alternativ som et velfærdsforøgende valg for samfundet som helhed. Når der i det hele taget er behov for at foretage en sådan afvejning skyldes det, at samfundets samlede ressourcemængde er

---

[1] Der kan være fordelingsmæssige og andre principielle grunde til at samfundet vælger at stille offentlige ydelser og miljøgoder gratis til rådighed for befolkningen. Efter nogle kommentatorers opfattelse er det irrelevant at værdisætte sådanne goder i penge (se fx Sagoff, 1994). En diskussion af økonomi og etik i relation til miljø findes i Dubgaard (1996). Her vil vi følge den økonomiske *mainstream*, der hævder, at man både kan og bør afveje miljøværdier over for andre (økonomiske) goder.

begrænset. At vælge mellem alternative ressourceanvendelser er derfor et grundvilkår for den menneskelige eksistens i en verden, hvor ikke alle menneskelige behov/ønsker er tilfredsstillet. Knappe goder som ren luft, rent grundvand osv. *kan* derfor ikke være gratis i samfundsmæssig forstand.

Man møder til tider den opfattelse, at gennemførelse af en økonomisk værdisætnings-undersøgelse svarer til at holde folkeafstemning om en politik eller et projekt. Selvom værdisætning i lighed med afstemninger registrerer individers præferencer, er der forskelle på de to former for præferencemåling. Ved en afstemning tager vælgeren stilling til, om han/hun går ind for et projekts gennemførelse - formentlig ud fra en række overvejelser om den pågældendes egen glæde af projektet og forventede bidrag til projektet over skatterne eller på anden måde. Men afstemningsprincippet sikrer ikke, at borgernes samlede betalingsvilje for projektet (mindst) svarer til de samfundsmæssige omkostninger. Et flertal kan stemme en politik igennem som et mindretal (fx landbruget) kommer til at betale for. Eller et flertal kan nedstemme et projekt, som kun et mindretal vil have glæde af, selvom mindretallets betalingsvilje for projektet fuldt ud kunne dække omkostningerne.

Formålet med værdisætningsundersøgelser er at identificere allokeringsmæssigt efficiente løsninger - ikke flertalsbeslutninger. Værdisætning måler *styrken* af folks præferencer for et bestemt gode, dvs. deres vilje til at opgive andre goder til fordel for det undersøgte gode. Drejer det sig fx om et forbud mod pesticider, er spørgsmålet i en værdisætningsundersøgelse altså ikke, om der er flertal for et forbud; men om borgernes betalingsvilje for de forventede miljøforbedringer mm. kan dække de samfundsmæssige omkostninger ved ophør med pesticidanvendelse.

Hermed være ikke sagt, at beslutninger, der er økonomisk efficiente, er bedre eller mere rimelige end beslutninger, der træffes på et andet grundlag. Den betalingsvilje, der måles i værdi-sætningsundersøgelser afhænger bl.a. af indkomst- og formuefordelingen i samfundet. Om den givne fordeling er retfærdig, tager værdisætningsundersøgelser ikke stilling til.

Økonomisk værdisætning af miljøgoder er blevet praktiseret siden 1940'erne. Gennem de sidste to årtier har der været en omfattende metodeudvikling på dette område (Freeman, 1994), og der er efterhånden gennemført en lang række empiriske undersøgelser. I USA indgår økonomisk værdisætning af miljøforandringer som en del af de lovbestemte undersøgelser af større offentlige projekters samfundsmæssige fordelagtighed (se Bockstael & Strand, 1994). Også i Europa er økonomisk værdisætning ved at vinde indpas som et af de analyseinstrumenter, der anvendes i miljøpolitikken (Pearce, 1998).

Værdikategorier i økonomisk værdisætning

Økonomisk værdisætning forudsætter et antropocentrisk natursyn, hvor værdien af

miljøgoder og naturressourcer er bestemt af menneskelige præferencer. Disse præferencer kan til gengæld være mangeartede og omfatte langt mere end brugsværdier i snæver forstand. I økonomisk værdisætning anvendes følgende værdikategorier.

Brugsværdi:

Miljøgoders værdi i forbrug og produktion samt rekreative og æstetiske oplevelser mm. Fx har grundvand brugsværdi som drikkevand og input i produktionsprocesser, mens vandet i åer, søer og havet bl.a. har brugsværdi i forbindelse med kommercielt fiskeri og ikke mindst friluftslivet.

Optionsværdi:

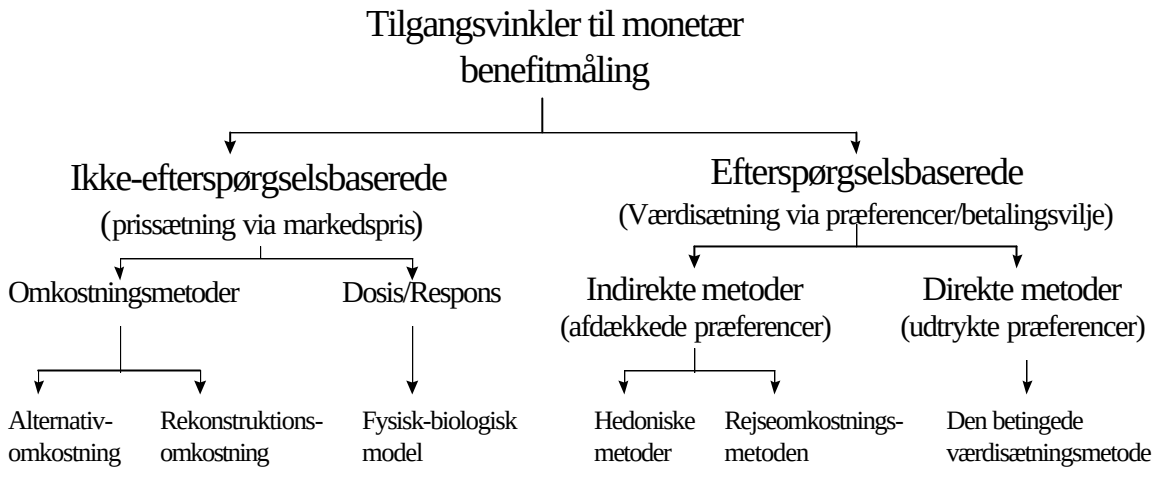
Værdien af at have *mulighed* for at benytte eksisterende miljøgoder og fremtidige anvendelsesmuligheder som følge af nye opdagelser m.v. Fx kan grundvandsressourcer, der ikke benyttes til drikkevand i dag, få betydning for drikkevandsforsyningen i fremtiden, hvis et større antal eksisterende boringer må lukkes på grund af forurening.

Eksistensværdi og testamentarisk værdi:

Værdi som mennesker tillægger naturressourcer, arter og økosystemer mm. uafhængigt af brugsværdien og optionsværdien. Sådanne værdier kan forklares med etisk begrundede ønsker om, at vore efterkommere skal have tilfredsstillende levevilkår, at mennesket ikke har moralsk ret til at udslette andre arter etc. Grundvand har som nævnt brugsværdi (og optionsværdi) i forbindelse med drikkevandsforsyning. Uforurenede grundvandsressourcer tillægges givetvis også en ren eksistens-værdi af mange mennesker. Biodiversitet har både brugsværdi (friluftsliv), optionsværdi (genetiske ressourcer) og eksistensværdi (arters bevarelse). Biodiversitet kan overvejende betragtes som et rent offentligt gode. Man kan vanskeligt udelukke folk fra at "bruge" godet, og den enes brug reducerer normalt ikke andres nytte af godet - i det mindste ikke når der er tale om ren eksistensværdi i form af præferencer for bevarelse af naturens mangfoldighed.

Værdisætning kontra prissætning

Der findes i dag to teoretisk forskellige tilgange til monetarisering af ikke-markedsgoder - præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder, jvf. figur 1. De præferencebaserede metoder søger at måle folks betalingsvilje for ikke-markedsgoder. Her er der tale om *værdisætning* i økonomisk forstand. De ikke-præferencebaserede metoder betegnes som *prissætning*. Her ser man fx på de samfundsmæssige omkostninger ved at forhindre miljøskader eller rense for forurening.



Figur 1. Metoder til prissætning og værdisætning af miljøgoder.

Kilde: Bateman (1992).

Prissætningsmetoder

Når miljøgodet prissættes ud fra en markedspris er der, jf. figur 1, tre tilgange:

Alternativomkostningsmetoden sætter en pris på godet ud fra omkostningerne ved at erstatte godet. Eksempelvis kan skaderne ved forurening af grundvand, der benyttes i drikkevandsforsyningen, prissættes som omkostningerne ved at rense vandet.

En anden mulighed er at beregne *rekonstruktionsomkostningerne* ved genopretning af godet. Fx kunne forsuring af søer prissættes som omkostningerne ved kalkning til neutralisering af forsuringen.

Den sidste af de i figur 1 nævnte prissætningsteknikker er *dosis-responsmetoden*. Sammenhængen mellem forureningsgrad (dosis) og skadevirkningen (respons) er grundlaget for modellen. Luftforureningen fra en industrivirksomhed kan eksempelvis have skadelig virkning på tilvæksten i nærliggende skove. Når den kvantitative reduktion, der kan henføres til forureningen, er fastlagt, beregnes den økonomiske skade ved at multiplicerede nedgangen i det fysiske udbytte med markedsprisen på det pågældende produkt.

Prissætningsmetoder er som regel lettere at anvende end egentlige værdisætningsmetoder, men de økonomiske skøn, man kommer frem til, giver ikke nødvendigvis et dækkende udtryk for de samfundsmæssige omkostninger og benefits ved miljøpolitiske tiltag. Fx opfanger en beregning af renseomkostninger ikke de options- eller eksistensværdier, som samfundet måtte tillægge bevarelse af uforurenede grundvandsressourcer. Omkostningerne ved genopretning af et miljøskadet område overstiger måske langt værdien af området - målt som befolkningens betalingsvilje for at bringe det pågældende område tilbage til den oprindelige tilstand.

Værdisætningsmetoder

De præferencebaserede værdisætningsmetoder søger at estimere efterspørgslen efter ikke-markedsgoder. Værdisætningsmetoder opdeles i direkte og indirekte metoder som vist i figur 1.

Indirekte metoder: Søger (typisk) at identificere folks betalingsvilje for ikke-markedsgoder gennem iagttagelse af deres efterspørgsel af markedsgoder, der er knyttet til "forbruget" af ikke-markedsgoder. Den ældste af disse indirekte værdisætningsteknikker er *rejseomkostningsmetoden*. Ved at registrere de besøgendes transportafstande og transportform til et rekreativt område kan man opgøre, hvad folk indirekte er villige til betale i form af transportomkostninger for rekreative oplevelser. En anden indirekte metode er *hedonisk* værdisætning. Forskelle i huspriser kan vise, hvad huskøbere er parate til at betale for fravær af trafikstøj, let adgang til rekreative områder, en smuk udsigt osv. Kemikalieforurening er et oplagt eksempel på, at miljøkvalitet har betydning for ejendomspriserne. De nævnte metoder har den fordel, at værdisætningen ikke er baseret på subjektive tilkendegivelser, men folks faktiske økonomiske adfærd. Deres begrænsning er, at det kun er muligt at værdisætte miljøgoders brugsværdi.

Direkte metoder: Da langt fra alle miljøydelser er knyttet til forbruget af markedsmæssige goder, er værdisætningsøkonomer i stigende omfang gået over til at udspørge folk direkte om deres betalingsvilje for sådanne goder. Den hyppigst anvendte fremgangsmåde kaldes på engelsk *Contingent Valuation Method* (*CVM*) - på dansk den betingede værdisætningsmetode.[2] Fremgangsmåden er, at der for udvalgte respondenter opstilles et scenarium for bevarelse/frembringelse af et miljøgode. Respondenterne bliver herefter bedt om at oplyse deres hypotetiske betalingsvilje (f.eks. over skatterne) for ydelserne fra det pågældende gode. Der er udviklet en række interviewteknikker og statistiske metoder, der bl.a. skal afsløre om respondenterne udviser strategisk adfærd ved sådanne undersøgelser, og om der er rimelig sammenhæng mellem den oplyste betalingsvilje og respondentens økonomiske formåen. I modsætning til rejseomkostningsmetoden og hedonisk værdisætning kan CVM også anvendes til værdisætning af ikke-brugsværdier - fx eksistensværdien af biodiversitet.

På grund af det brede anvendelsesområde har den betingede værdisætningsmetode opnået stor popularitet i de senere år. Der knytter sig imidlertid en række problemer til metoden. Hanley & Spash (1993) nævner forskellige former for bias og Adamowicz *et al.* (1994) diskuterer samme problem.

---

[2] I de seneste år er der taget en række nye metoder i anvendelse ved økonomisk værdisætning af miljøgoder. Det drejer sig primært om metoder, der kan sammenfattes under betegnelsen conjoint analyser. Disse metoder, der oprindelig er udviklet til analyse af markedsdata, er velegnede, når man ønsker at bestemme værdien af et miljøgodes attributter - fx træartsammensætningen i skov (se Aakerlund, 1998).

Fx kan der være tale om en form for gratistadfærd, hvor respondenten angiver en lavere betalingsvilje, end pågældende faktisk har - i forventning om at godet under alle omstændigheder vil blive tilvejebragt, men til en lavere pris for den pågældende end ellers. Respondenten kan modsat angive en betydelig højere betalingsvilje, end der reelt er tale om. Det kan være rationelt, hvis respondenten regner med, at der ikke skal erlægges en betaling for godet, men at størrelsen af den oplyste betalingsvilje fremmer den politiske beslutning om at tilvejebringe godet.

Hvilken betalingsform, der forudsættes, kan ligeledes have betydning. Betaling til en fond vil eksempelvis ofte give højere erklæret betalingsvilje end entré-betaling for et rekreativt gode (Hanley & Spash, 1993). Anvendelse af hypotetiske markeder kan i sig selv medføre ukorrekt værdisætning. Dette skyldes, at respondenten i mange tilfælde ikke er fortrolig med godet, og at folk ikke har noget incitament til at overveje deres sande værdisætning. Indlejringseffekter forekommer, hvis den oplyste betalingsvilje ikke varierer med størrelsen af det værdisatte gode - fx om det oplyses, at et givet miljøindgreb kan redde 20.000 eller 2 mill. fugle fra tilsøling med olie. Denne indlejringseffekt, i den engelsksprogede litteratur "embedding effect", kan forklares med, at de erklærede betalingsviljer primært er udtryk for folks ønske om at give udtryk for miljø bevidsthed. Det kan også tænkes, at det undersøgte miljøproblem opfattes som etisk uacceptabelt, så det ikke er afgørende, om det er 20.000 eller to mill. fugle, der udsættes for olieforurening.

Mange af de unøjagtigheder, der kan opstå i forbindelse med betinget værdisætning, kan der korrigeres for ved anvendelse af statistiske metoder og omhyggelig tilrettelæggelse af undersøgelsen. Det såkaldte NOAA-panel,[3] bestående af fremtrædende økonomer, vurderede i 1993, at den betingede værdisætningsmetode er tilstrækkelig pålidelig til at kunne danne udgangspunkt for vurdering af (bl.a.) miljøskader (Arrow et al., 1993). Økonomisk værdisætning, der har haft den største vækst i antal publicerede miljøøkonomiske artikler gennem de sidste 10-15 år, må dog stadig betragtes som et kontroversielt forskningsområde (Deacon et al., 1998).

Værdisætning af reduceret nitratudledning

Den betingede værdisætningsmetode (CVM) vil i det følgende blive benyttet til at illustrere, hvilken størrelsesorden den økonomiske værdi af en reduktion i landbrugets nitratudledning, må antages at have. Med en CVM-tilgang måles benefits af reduceret nitratudledning, ved at spørge hvad folk er villige til at betale (WTP) for marginale miljøforbedringer.

De primære virkninger af reduceret nitratudledning er positiv påvirkning af havmiljøet i form af reduceret eutrofiering og reduceret nitratforurening af grundvandsmagasinerne. Påvirkningen er

---

[3] Udpeget af den amerikanske *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) i forbindelse med undersøgelserne af olieudslippet i Alaska ved tankeren *Exxon Valdez* grundstødning.

ferskvande er begrænset, da forurening/påvirkning af ferskvand primært kan tillægges fosfor (Le Goffe, 1995). Den reducerede nitratudledning har flere afledte effekter for havmiljøet, idet forbedret næringsstofbalance har en positiv indvirken på økosystemer og fiskebestande. Således vil reduceret nitratudledning sandsynligvis fører til en forbedring af det kommercielle fiskeri. Dertil kommer en øget rekreationsværdi for lystfiskere og badende som følge af undgåede algeopblomstringer. Benefits ved målsætningen udgør altså tre elementer for havmiljøet: forbedret kommercielt fiskeri, lystfiskeri og badevandskvalitet. I princippet kan disse elementer værdisættes, og i det følgende præsenteres nogle af de vigtigste udenlandske studier af disse benefits.[4]

Kommercielt fiskeri

Silvander & Drake (1989) og Silvander & Drake (1991) har værdisat de samfundsmæssige benefits i Sverige som følge af en halvering af nitratudledning til Østersøen. For det kommercielle fiskeri tages der udgangspunkt i et scenarie, hvor fiskeriet i Sverige ophører - altså værdisætning ud fra alternativomkostninger. Benefits ved at bevare arbejdspladser i tyndtbefolkede egne og bevare input til fiskeindustrien er estimeret til 318 mill. SEK/år. Ophøret af kommercielt fiskeri er ikke et realistisk scenarie, men det bedste litteraturen kan give for nitrat/fiskeri -problematikken, og kan give en indikation af størrelsesordenen.

Lystfiskeri

Silvander og Drake (1991) undersøgte ligeledes rekreationsværdien af saltvandsfiskeri i Sverige, der blev fastsat ud fra en CVM-undersøgelse. Både brugs- og eksistensværdi blev estimeret. Totalt set fandtes et estimat på 1.321-1.543 mill. SEK/år, svarende til en WTP for lystfiskere på 127 SEK/person pr. år og for ikke-lystfiskere på 84 SEK/person pr. år.

Rekreationværdien af saltvandsfiskeri er undersøgt i andre undersøgelser. Navrud (1991) fandt en WTP på 40-65 NOK/fisketur i Norge. Bockstael *et al.* (1987) brugte travel-cost-metoden og fandt en rekreationsværdi til 0,8-7,9 USD/fisketur for USA.

Badevand

Badevandskvaliteten er senest undersøgt i Georgiou *et al.* (1998a) og Georgiou *et al.* (1998b), hvor beboere i Østengland er blevet spurgt om deres WTP for sikkert badevand i henhold til EU-standard. Der blev estimeret en WTP på 16-18 GBP/husstand pr. år. Bockstael *et al.* (1989) har benyttet den betingede værdisætningsmetode til at bestemme de økonomiske benefits ved en forbedret vandkvalitet "swimmable water" og fandt en gennemsnitlig WTP på 74 USD/person pr. år

---

[4] Der er ikke udarbejdet danske studier over denne type benefits.

for Chesapeake Bay. Derudover har Le Goffe (1995) estimeret betalingsviljen for badevand uden "sundshedsrisiko" i Brest Naturhavn til 215 FRF/husstand pr. år.

Disse tal er ikke umiddelbart sammenlignelige, da det ikke er samme miljøgode der værdisættes. Der er mange faktorer, der påvirker badevandskvaliteten (eksempelvis bakterier, alger og kemikalier), hvilket vanskeliggør direkte brug af disse estimater på reduceret nitratudledning.

De totale økonomiske benefits for havmiljøet ved reduceret nitratudledning bør således findes ved at aggregere værdier for det kommercielle fiskeri, lystfiskeri og badevand. Under antagelse af, at det kommercielle fiskeri i Danmark relativt set svarer til det svenske, kan værdien af Sveriges kommercielle fiskeri overføres til danske forhold.[5]

Værdien af lystfiskeriet kan ikke baseres på Navrud (1991) og Bockstael *et al.* (1987) med mindre, man kender en danskers gennemsnitlige antal saltvandsfisketure. Dertil kommer, at disse to studier kun finder brugsværdien af lystfiskeri. Værdien af lystfiskeri bør også inkludere ikke-brugsværdier som estimeret af Silvander & Drake (1991), hvor WTP for lystfiskeriet blev bestemt til at ligge i intervallet: 84-127 SEK/person pr. år. Silvander & Drake (1991) summerer i øvrigt over kommercielt fiskeri og lystfiskeri og retfærdiggør på denne baggrund at anvende tiltag til reduktion af nitratudledningen fra landbruget,[6] hvis omkostningerne ikke overstiger 4,1-12,3 SEK/kg udledt N pr. år. Heri er dog ikke medtaget værdien af forbedret badevand.

På baggrund af studierne over værdien af "rent" badevand kan denne fastsættes til at ligge i intervallet 170-1.023 kr./husstand pr. år, hvor intervallets nedre del er baseret på Georgiou *et al.* (1998a)[7] og den øvre del er baseret på Bockstael *et al.* (1989).[8] Det kan dog ikke afgøres, hvor stor en andel af denne WTP, der kan tillægges reduktioner i nitratudledningen, da badevands-kvaliteten er afhængig af mange andre faktorer. Dvs. dette interval udgør et overestimat for værdien af mindre nitratholdigt badevand.

Drikkevand/grundvand

Nitrat i drikkevand udgør en potentiel sundhedsrisiko (infant methemoglobinemia - såkaldte blå børn og cancer). Det seneste studie af potentielle benefits ved at reducere drikkevandets indhold af nitrat er udarbejdet af Crutchfield *et al.* (1997). Der blev benyttet en CVM-tilgang for at estimere

---

[5] Dette indebærer også antagelser om ens socio-økonomiske karakteristika i Sverige og Danmark, og at arbejdskraften rammes ens ved ophør af kommercielt fiskeri.

[6] Det anslås, at landbruget er ansvarlig for halvdelen af nitratudledningen til Østersøen (Silvander & Drake, 1991).

[7] Omregnet med valutakurserne den 23. oktober 1998. 100 USD = 628 DKK, 100 GBP = 1066 DKK, 100 SEK = 80 DKK, 100 NOK = 84 DKK, 100 FRF = 113 DKK.

[8] WTP/person er omregnet til WTP/husstand med 2,2 personer/husstand (Danmarks Statistik, 1997).

værdien af "sikkert" drikkevand.[9] Den estimerede betalingsvilje kan benyttes som et mål for de benefits, der kan opnås ved forebyggende eller reducerende foranstaltninger af nitratforurening i drikkevandsforsyningen. I dette studie blev respondenterne via telefoninterview - dichotomous choice,[10] spurgt om deres WTP for et hypotetisk rensefilter, der 1) kunne reducere nitratindholdet i deres drikkevand til et sundhedssikkert niveau, 2) kunne rense drikkevandet helt for nitrat. Udgangspunktet var, at nitratkoncentration i deres drikkevandsforsyning overgik det anbefalede niveau for "sikkert" drikkevand med 50 %.

Studiet omhandlede kun WTP for drikkevand og respondenten blev informeret om den potentielle sundhedsrisiko ved nitrat i drikkevand. Den gennemsnitlige WTP pr. husstand for et filter, der kunne reducere nitrat niveauet i drikkevand til et sundhedssikkert niveau, var ca. 636 USD/år. For filteret, der kunne rense helt for nitrat, fandtes en WTP på 654 USD/år.

Den estimerede værdi kan sammenholdes med værdier fra tilsvarende studier, der alle specifikt har undersøgt WTP i relation til nitratforurening af drikkevand (betalingsvilje for "sikkert" drikkevand). Disse studier er præsenteret i tabel 1.

Tabel 1: Betalingsviljen for "nitratsikkert" drikkevand.

Studie	WTP: USD pr. husstand pr. år
Silvander & Drake (1991)	166 - 262[11]
Poe & Bishop (1992)	168 - 708
Jordan & Elnagheeb (1993)	146 - 169
Crutchfield *et al.* (1997)	636 - 654

De i tabellen anførte betalingsvilligheder har ikke ens forudsætninger, hvilket vanskeliggør en direkte sammenligning. Bl.a. er udgangspunktet for, hvad der er "nitratsikkert" forskelligt og respondenterne har forskellig bevidsthed om nitratforureningen og risiciene herved. Derudover bruges der både open-ended og dichotomous choice spørgemetoder, hvor der er en tendens til, at dichotomous choice giver større WTP-estimater (Kriström, 1993). Variationen i den estimerede WTP er derfor stor, og ligger i intervallet: 917 - 4.448 kr./husstand pr. år[7].

De samlede benefits ved reduceret nitratudledning findes ved at summere over værdien for

[9] US Environmental Protection Agency EPA, anbefaler en grænseværdi for nitrat på 10 mg/L, som "sikkert" drikkevand

[10] Her afsløres det alene, om det enkelte individ er villig til at betale et givet beløb for et miljøgode.

[11] De svenske betalingsvilligheder er omregnet fra 591 og 933 SEK/person pr. år, til USD pr. husstand. Der regnes med en dollarkurs på 781 SEK = 100 USD og et gennemsnitligt antal personer pr. husstand på 2,2 (Danmarks Statistik, 1997). Det antages således, at Sverige og Danmark har det samme antal personer pr. husstand.

forbedret havmiljø og "nitratsikkert" grundvand. Værdierne er opstillet ovenfor som intervaller i originalvalutaer, bortset fra værdien af forbedret badevand, idet dette interval er baseret på forskellige valutaer. I tabel 2 nedenfor er disse intervaller omregnet til danske kroner[7] og pr. person, idet der regnes med 2,2 personer/husstand (Danmarks Statistik, 1997).

Tabel 2: De totale benefits ved reduceret nitratudledning.

	Benefit i kr./person pr. år
Kommercielt fiskeri	32[a)]
Lystfiskeri	68-102[b)]
Badevand	77-465
Grundvand	416-2.022
Samlede benefits	593-2.621

a) omregnet fra 318 mill. SEK, på baggrund af 8 mill. svenskere over 20 år.

b) baseret på Silvander & Drake (1991). WTP i intervallet 84 -127 SEK/person pr. år.

De samlede benefits befinder sig på denne baggrund i intervallet ca. 593-2.621 kr./person pr. år. Dette svarer til en samlet betalingsvilje for Danmark i intervallet 2,4-10,5 mia. kr.[12] Det bør understreges, at intervallet alene skal ses som et eksempel til illustration af størrelsesordenen af mulige benefits for Danmark. Dette skyldes bl.a., at værdien for badevand angiver et overestimat. Det samme gør sig gældende for det høje bud på værdien af grundvand. Derimod må værdien af kommercielt fiskeri betragtes som et lavt bud, idet det alene bygger på værdien af at bevare arbejdskraft i tyndtbefolkede egne og bevare input til fiskeindustrien. Der er ikke foretaget korrektion for generelle pris og produktivitetsstigninger, da denne fejlmargin vurderes at være marginal i forhold den usikkerhed som er forbundet med at overføre estimater til fra andre studier.[13] Alt i alt udgør intervallet for de samlede benefits dog det bedste bud, som kan etableres gennem summering af værdier fra relevante studier.

Diskussion

Der er estimeret en værdi for reduktioner i nitratudledningen beliggende i intervallet ca. 593-2.621 kr./person pr. år. Der kan imidlertid også vælges at se på værdisætning af havmiljøet i et bredere perspektiv. Magnussen (1992) har estimeret WTP i Norge for den såkaldte Nordsøplan - en aftale blandt landene omkring Nordsøen om at halvere udledningen af næringsstoffer. Der blev også stillet andre WTP-spørgsmål og rækkefølgen blev varieret. Disse spørgsmål vedrørte bl.a. WTP for en større "forureningspakke"[14] og WTP for miljøforbedringer på mere lokale steder.

---

[12] Beregningen er baseret på 4.015.243 danskere over 20 år (Danmarks statistik, 1997)

[13] Problematikken omkring benefit transfer, se bl.a. Boyle & Bergstrom (1992), Brookshire & Neill (1992) og Willis & Garrod (1995).

[14] En miljøpolitisk pakke indeholdende 4 miljøforbedringer: 50% reduktion i vandforurening, 50% reduktion af

Afhængig af spørgerækkefølgen fandtes WTP for planen til 1.107-1.943 NOK/person pr. år. I det tilfælde, hvor WTP-spørgsmålet for Nordsøplanen blev stillet først, fik man det største estimat på 1.943 NOK/person pr. år.

Tilsvarende har Söderqvist (1996) estimeret WTP for en halvering af næringsstofferne til Østersøen i Sverige. I denne undersøgelse gives et konservativt estimat på 3.000 SEK/person pr. år i 20 år, svarende til 1.870 SEK/år.[15] Sammenlignes det høje estimat af Magnussen (1992) med estimatet af Söderqvist (1996), stemmer disse nogenlunde overens. Begge studier inddrager både nitrat og fosfor. For det marine miljø er det dog nitrat, der er den primære forureningskilde.

Ud fra disse studier kan der etableres et interval for værdien af en halvering af næringsstofudledningerne til havmiljøet: ca. 935-1.640 kr./person pr. år. Dette interval falder indenfor det interval, der blev opstillet i tabel 2 ved summering af de samlede benefits. Værdien af reduceret nitratforurening af grundvandet medtages ikke i dette interval, da intervallet i så fald ville blive uforholdsmæssigt stort, specielt den øvre værdi af intervallet: 1.351-3.663 kr./person pr. år. Ud fra embedding-effekten kan man dog argumentere for, at undersøgelserne af Magnussen (1992) og Söderqvist (1996) også inkluderer værdien af den reducerede nitratforurening af grundvandet. På denne baggrund kan man altså ikke summere WTP for havmiljøet og WTP for grundvandet.

Under antagelse af uafhængighed aggregerer Silvander & Drake (1991) estimaterne fra deres tre studier: kommercielt fiskeri, lystfiskeri og grundvand. På denne baggrund retfærdiggør de at anvende tiltag til reduktion af nitratudledningen fra landbruget,[16] hvis omkostningerne ikke overstiger 9,2-27,5 SEK/kg udledt N pr. år, svarende til 7,4-22,1 DKK/kg udledt N pr. år[7]. Heri medtager Silvander & Drake (1991) dog ikke værdien af forbedret badevand.

Den danske målsætning om en halvering af nitratudledningen fra landbruget er udtrykt i vandmiljøplanen fra 1987. En halvering svarer til en reduktion på 127.000 tons. Med udgangspunkt i de samlede økonomisk benefits (jf. tabel 2) og antagelsen i Silvander & Drake (1991) om, at landbruget kan tilskrives halvdelen af næringsstofudledningen til havene, fås et interval for den gennemsnitlige værdi af reduktioner i nitratudledningen: 9,3-41,4 kr./kg udledt N pr. år[12]. Den gennemsnitlige WTP for nitratreduktioner benyttes her som bedste bud på den marginale WTP, som teoretisk set burde benyttes.

Sammenlignes dette estimat, jf. tabel 3, med estimatet af Silvander & Drake (1991), samt Magnussen (1992) og Söderqvist (1996), ses, at det lave bud i vore beregninger stemmer overens

---

bystøj, 50% reduktion i luftforurening og 50% affaldsreduktion (Magnussen, 1992).

[15] 3.000 SEK i 20 år omregnet til en uendelig annuitet ved en kalkulationsrente på 5%.

[16] Det anslås, at landbruget er ansvarlig for halvdelen af nitratudledningen til Østersøen (Silvander & Drake, 1991).

med Silvander & Drake (1991). Den lille forskel i intervallets lave estimat skyldes, at værdien af badevand er medtaget.

Tabel 3: Sammenligning af de totale benefits ved reduceret nitratudlening.

	Interval kr./kg udledt N pr. år.
Silvander & Drake (1991)	7,4-22,1
Magnussen (1992) og Söderqvist (1996)	14,7-25,9
Egne beregninger	9,3-41,4

Derimod er det høje bud ca. 30 % større end de øvrige. Dette skyldes, at grundvandet tildeles en meget høj værdi i det øvre interval, jf. tabel 2.

Trods det problematiske i at overføre estimater fra andre studier giver aggregeringen således et interval, der modsvares af nordiske undersøgelser. Silvander & Drake (1991) understøtter intervallets lave bud. Derimod er det høje bud i overkanten af vurderingerne i Silvander & Drake (1991), Magnussen (1992) og Söderqvist (1996). Derfor er der forbehold mod intervallets høje værdi. Det ses som en styrke, at intervallet i denne undersøgelse modsvares af nordiske undersøgelser, da nordiske lande traditionelt er sammenlignelige.

Afslutning

Hvad der i et demokratisk samfund skal ofres på at frembringe/bevare ikke-markedsmæssige goder, bestemmes gennem politiske beslutningsprocesser. Formålet med økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse er ikke at erstatte den politiske proces med modelberegninger. I et repræsentativt demokrati bygger anvendelsen af disse metoder på den forudsætning, at det politiske system har en målsætning om - så vidt muligt - at tilfredsstille borgernes ønsker/præferencer, men at beslutningstagerne ikke besidder fuld viden om disse præferencer. Økonomiske værdisætningsmetoder kan i princippet levere information om styrken af individernes præferencer udtrykt i økonomiske størrelser. Det er på dette punkt, økonomisk værdisætning adskiller sig fra opinionsundersøgelser i almindelighed. Økonomisk værdisætning beder ikke folk tage stilling for eller imod et givet projekt, men søger at måle folks betalingsvilje for de ydelser, som projektet forventes at levere.

Økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse går ikke ud på at skære ned på miljøindsatsen, men at effektivisere miljøpolitikken. Pearce (1998) skønner, at den hidtidige miljøpolitik i Europa har været unødvendig dyr på grund af manglende økonomisk prioritering. Det skyldes ikke mindst manglende værdisætning af de forbedringer, som forskellige miljøpolitiske tiltag kan forventes at give. De anvendte værdisætningsteknikker er dog stadig kontroversielle, og der er fortsat et stort behov for metodeudvikling. Det er ikke mindst de etiske forudsætninger, der ligger til grund for folks angivelse af betalingsvilje for miljøgoder, der trænger til afklaring.

Referencer

Arrow, K.; R. Solow; P.R. Portney; E.E. Leamer; R. Radner and H. Schuman (1993). Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation *"To the General Counsel of the United States National Oceanic and Atmospheric Administration"*, U.S. Federal Register, Vol. 58, No. 10. 4602-4614.

Aakerlund, N.F. (1998). *"Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika"*. Speciale ved skovbrugsstudiet, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Adamowicz, W., J. Louviere, M. Williams (1994). *"Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Ameneties."* Journal of Environmental Economics and Management, vol. 26, pp. 271-292, 1994.

Bateman I.J. (1992). *"The Economic Evaluation of Environmental Goods and Services"*. Integrated Environmental Management no.14, 1992.

Bockstael, N.E.; W.M. Hanemann & C.L. Kling (1987). *"Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework."* Water Resources Research, Vol.23, pp. 951-960.

Bockstael, N.E.; K.E. McConnel & I.E. Strand (1989). *"Measuring the Benefits of Improvements in Water Quality: The Chesapeake Bay."* Marine Resource Economics, vol.6, pp. 131-152.

Bockstael, N. & I. Strand (1994). *"Environmental Valuation and the American Experience"*. In Dubgaard, A., Bateman, I. & Merlo, M. (Eds): Economic Valuation of Benefits from Countryside Stewardship, Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.

Boyle, K.J. & J.C. Bergstrom (1992). *"Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism"*. Water Resources Research, Vol. 28, no. 3, pp. 657-663, March 1992.

Brookshire D.S. & H.R. Neill (1992). *"Benefit Transfers: Conceptual and Empirical Issues."* Water Resources Research, Vol.28, no.3, pp. 651-655, March 1992.

Crutchfield, S.R.; J.C. Cooper & D. Hellerstein (1997). *"Benefits of Safer Drinking Water. The Value of Nitrate Reduction."* U.S. Department of Agriculture, Economic Research Ser-

vice, Food and Consumer Economics Division. Agricultural Economic Report No. 752.

Danmarks Statistik (1997). *"Befolkningen i kommunerne pr. 1. januar 1997."*

Deacon, R.T., D.S. Brookshire, A.C. Fisher, A.V. Kneese, C.D. Kolstad, D. Scrogin, V.K. Smith, M. Ward & J. Wilen (1998): *"Research Trends and Opportunities in Environmental and Natural Resource Economics"*, Environmental and Resource Economics, 11(3-4): 383-397.

Dubgaard, A. (1996). *"Økonomi, miljø og etik"*. Økonomi & Politik, nr. 2: 4-16.

Freeman, A.M. (1994). *"The Measurement of Environmental and Resource Values - Theory and Methods."* 2nd edition. Resources for the Future, Washington D.C., 1994.

Georgiou, S.; I.H. Langford: I.J. Bateman & R.K. Turner (1998a). *"Derterminants of Individuals' Willingness to Pay for Perceived Reductions in Environmental Health Risks: A Case Study of Bathing Water Quality."*, Environment and Planning, A, 30, pp. 577-594.

Georgiou, S.; I.J. Bateman; I.H Langford; R.J. Day & K.K. Turner (1998b). *"Coastal Bathing Water Health Risks: Assessing the Adequacy of Proposals to Amend the EC Directive."* CSERGE Working Paper, PA 98-04. CSERGE, University of East Anglia, Norwich; Univeristy College of London.

Hanley, N. & C.L. Spash (1993). *"Cost-Benefit Analysis and the Environment"*. University of Stirling, Scotland. Edward Elgar Publishing Ltd., England, 1993.

Jordan, J.L. & A.H. Elnagheeb (1993). *"Differences in Contingent Valuation Estimates from Referendum and Checklist Questions."* Journal of Agricultural and Resource Economics, vol. 19, no. 1, pp. 115-128.

Kriström, B. (1993). *"Comparing Continuous and Discrete Contingent Valuation Questions."* Environmental and Ressource Economics, no.3, pp. 63-71.

Le Goffe, Ph. (1995). *"The Benefits of Improvements in Coastal Water Quality: A Contingent Approach."* Journal of Environmental Management, no. 45. pp. 305-317.

Magnussen, K. (1992). *"Valuation of Reduced Water Pollution using The Contingent Valuation Method - Testing for Mental Accounts and Amenity Misspecification."* In: Navrud, S. (1992) (Ed.) "Pricing the European Environment." Oslo. Scandinavian University Press.

Navrud, S. (1991). *"Samfunnsøkonomisk lønnsomhet af å kalke Audna."* (Social Profitability of liming River Audna). In Norwegian. Report from the Directorate for Nature Management: Pricing the European Environment.

Pearce, D. (1998). *"Environmental Appraisal and Environmental Policy in the European Union"*, Environmental and Resource Economics, 11(3-4): 489-501.

Poe, G.L. & R.C. Bishop (1992). *"Prior Information, General Information, and Specific Information in the Contingent Valuation of Environmental Risks: The Case of Nitrates in Groundwater."* Staff Paper 93-11, Department of Agricultural Economics, Cornell University, July 1992.

Sagoff, M. (1994). *"Should Preferences Count?"*, Land Economics, 70: 127-44.

Silvander, U. & L. Drake (1989). *"Economic Loss in Fishery and Aquaculture by Agricultural Nitrogen Leaching."* In Dubgaard, A. & Nielsen, A. H. (Eds.): "Economic aspects of environmental regulations in agriculture." Proceedings of the 18th Symposium of the European Association of Agricultural Economists (EAAE), November 1-4, 1988, Tune, Denmark. Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.

Silvander, U. & L. Drake (1991). *"Nitrate Pollution and Fisheries Protection in Sweden."* In Hanley, N. (Ed.): Farming and the Countryside: An Economic Analysis of External Costs and Benefits, C.A.B. International, Wallingford, United Kingdom.

Söderqvist, T. (1996). *"Contingent Valuation of a less eutrophicated Baltic Sea."* Beijer Discussion Paper Series No.88. Beijer International institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm.

Willis K. & G. Garrod (1995). *"Transferability of Benefit Estimates."* In: Willis, K.G. & J.T. Corkindale (Eds.): "Environmental Valuation - New Perspectives." CAB International, 1995.