

Friluftsliv — korleis verdset vi det?*

Olvar Bergland[†]

6 oktober, 1993

Friluftsliv — korleis verdset vi det?

Samandrag

Økonomiske verdsetjingsmetodar gjer det mogeleg å finne prisar for mange friluftsak-
tivetatar som til vanleg ikkje vert omsett i marknader og dermed ikkje har ein direkte
observerbar pris. Slik verdsetjing har ei nyttig, men avgrensa rolle i dei fleste moral-
filosofiske system. Viktige unntak er djup økologi (øko-liberalisme) som ikkje treng
verdsetjing, og konsekvensutilitarisme som har verdsetjing og nytte-kostnadsanalyse
som institusjonaliserte reglar for vedtak. Dei ulike verdsetjingsmetodane er omtala
med vekt på betinga verdsetjing og reisekostnadmetoden. Desse metodane byggjer
på presis formulering av det teoretiske grunnlaget og dei tilhøyrande statistiske mo-
dellane. Til slutt er nokre døme på bruk av desse verdsetjingsmetodane omtala.

1 Innleiing

Økonomisk analyse kan nyttast til å vurdere verdien av miljø og ressursar i kroner og øre.
Verdsetjing av miljø er kontroversielt, både som økonomisk analysemetode og som infor-
masjonskjelde i spørsmål om ressursforvaltning. Føremålet her er å gje eit oversyn av kva

*Foredrag ved Forskingskonferansen om friluftsliv, Lillehammer, 23–25 november, 1993.

[†]Under utarbeidinga av dette innlegget har eg hatt nytte av diskusjonar med Michael Farmer, Ståle Navrud, Kristin Magnussen og Eirik Romstad. Synet mitt på økonomisk verdsetjing av miljøgode og friluftsktivetatar har blitt forma gjennom mange år som medlem av “W-133” (Western Regional Research Project no 133: “Benefits and Costs in Natural Resource Planning”), og gjennom samarbeid og diskusjonar med Alan Randall, Emery Castle, Bruce Rettig, Richard Walsh, William G. Brown, og Richard Adams. Dei synspunkt som vert lagt fram her er mine, og eg åleine er ansvarleg for alle feil og manglar.

metodar som er tilgjengeleg for verdsetjing, det teoretiske grunnlaget for desse metodane og kva bruk slike metodar kan ha med omsyn til verdsetjing av ulike friluftslivsaktivitetar. Motivasjonen er at *økonomisk verdsetjing av miljøgoder er mogleg og at slik verdsetjing gjev relevant informasjon*.

Dei økonomiske verdsetjingsmetodane er utvikla for å analysere verdien av endring i omfanget av miljøgoder og ulike ressursar. Eit viktig område for bruk av slike metodar er verdsetjing av rekreasjonsområde og -aktivitetar. Og det er nett for å ha verktøy for analysere slike problem at metodane vart utvikla (Clawson 1959, Davis 1963, Brown, Singh & Castle 1965) og mykje av den seinare utviklinga av verdsetjingsmetodane har funne stad (Hanemann 1992).

I det følgjande kjem eg til nytte nemningane rekreasjon og rekreasjonsaktivitet meir enn nemninga friluftsliv, jfr. diskusjonen i Kaltenborn (1993). Metodane for verdsetjing av rekreasjonsaktiviteter og dei geografiske områda og miljøgode som gjer desse aktivitetane mogleg er dei same metodane som vert nytta for verdsetjing av miljøgode meir allment. Det føreligg nå fleire oversyn både på norsk (Navrud 1992, Bergland 1993a, Navrud 1993) og engelsk (Bentkover, Covello & Mumpower 1986, Johansson 1987, Pearce & Markandya 1989, Braden & Kolstad 1991, Bateman 1993, Smith 1993) over dei ulike verdsetjingmetodane, og om bruk av økonomisk verdsetjing (Selfors 1992) og over utførte studiar i Noreg (Strand & Wenstøp 1991, Navrud & Strand 1992). Rekreasjon og verdsetjing er omtala i Bockstael, McConnell & Strand (1991). Framstillinga her dreg vekslar på tidlegare oversyn eg har gjeve om verdsetjingsmetodar (Bergland 1993a), det gjeld særleg avsnitt 4–8.

Økonomisk verdsetjing er ikkje alltid relevant. I visse moralsk og politiske system høyrer slik verdsetjing slett ikkje heime. På den andre sida er det berre i ein ekstrem versjon av konsekvensutilitarisme at økonomisk verdsetjing vil vere grunnlaget for formaliserte og institusjonaliserte reglar for vedtak gjennom nytte-kostnadsanalyse. Verdsetjing av miljøgode er ein del av den informasjonen som er relevant i diskusjonen omkring berekraftig og fornuftig forvaltning av ressursane i samfunnet og slik informasjon skal dermed tilleggast vekt i vedtaka.

2 Økonomiske analyse metodar

Det er særst viktig å skilje mellom to prinsipielt ulike økonomiske analysemetodar. Det gjeld på eine sida *finansiell* analyse, og på den andre sida *samfunnsøkonomisk* analyse. Denne skilnaden er ofte implisitt hjå økonomar, men er særst uklår for andre. Økonomisk analyse slik den vert sett fram av miljø- og ressursøkonomar er og ei form for samfunnsøkonomisk analyse, men som går mykje djupare inn på kva som ligg i verdiomgrepet enn det som er vanleg i sosialøkonomien.

2.1 Finansiell analyse

Finansiell analyse er økonomisk analyse utifrå eit privatøkonomisk eller bedriftsøkonomisk perspektiv. Den verdi som eit gode har i slik analyse er den marknadsverdien godet til ei kvar tid har. Dersom det ikkje er nokon marknad for eit gode, eller godet ikkje har direkte tilknytning til produksjon av marknadsgode, vil godet ikkje ha nokon eksplisitt finansiell verdi.

Det overordna motivet for åtferd og politiske tilråding er tileigning av eit størst mogeleg overskot i pengeverdi, dvs maksimering av marknadsverdien.

Det er mange som tenkjer på finansiell analyse og snever marknadsverdi når dei tenkjer på økonomisk analyse og verdsetjing. Innanfor fagfeltet sosialøkonomi og politisk økonomi er det meir til dei økonomisk modelland og analysemetodane enn berre privatøkonomisk finansiell analyse.

2.2 Samfunnsøkonomisk analyse

Tradisjonell nytte-kostnadsanalyse (Pearce & Nash 1981, Grønn 1991) kan vere eit godt døme på korleis samfunnsøkonomisk analyse utvidar den privatøkonomiske analysen ut-over den snevre marknadsverdien av gode og tenester. Det kan vere avvik frå den privatøkonomiske marknadsverdien mellom anna når det førekjem skattar, eksterne effektar, arbeidsløyse, eller det ikkje er fullkomen konkurranse og fri handel i eit samfunn (Johansen 1977).

Slik samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsanalyse ofte vert praktisert, er natur og miljøendringar tillagt ei svært avgrensa rolle. Endringar i miljøet har konsekvensar for produksjonen av gode i eit samfunn både når det gjeld sjølve produksjonsprosessen og kvaliteten på produksjonsfaktorane. Når det kjem til verknadene på menneske kjem desse inn analysen dels som ei endring i kvaliteten på innsatsfaktoren arbeidskraft i produksjonsprosessane og dels som endringar i forbruket. Slike endringar er, til dømes, helsetenester og medisinar. Dermed vert miljøendringar forma om til marknadseffektar og verdien av desse endringane kan fastsetjast direkte i eksisterande marknader, eller som ei endring i bruttonasjonalproduktet.

Eit slikt verdiomgrep kan vi kalle *instrumentell verdi* og er den verdi som ein ressurs, eller eit miljøgode, har som grunnlag for direkte eller indirekte økonomisk aktivitet.

Ein slik instrumentalisering av natur og menneske har blitt kraftig kritisert, mellom anna av miljø- og ressursøkonomar (Krutilla 1967). Verdien til menneske av miljøendringar er meir enn dei direkte og indirekte marknadseffektane av endringar i det produktive systemet i samfunnet.

2.3 Miljø-økonomisk tilnærming

Mykje av den miljø-økonomiske kritikken av tradisjonell samfunnsøkonomisk analyse byggjer på eit utvida verdiomgrep, det ein ofte kallar total økonomisk verdi (Randall & Stoll 1983, Randall 1991). Dette omgrepet, som eg skal diskutere nærare litt seinare, legg vekt på at verdi er knytt til menneske og deira vurderingar. Marknadsverdi er ein del av totalverdien, men ikkje alt. Verdiomgrepet vert dermed utvida utover ei snever marknadsvurdering og er slik sett eit relevant verdiomgrep i politisk og moral filosofisk tyding (Hubin 1992).

3 Grunngeving for verdsetjing

Økonomisk verdsetjing kan grunnjevast på ulike måtar. I følgje Hubin (1992) er det vanskeleg å finne moralske system som *ikkje* til ein viss grad vil nytte den informasjonen som økonomisk verdsetjing gjev ved diskusjon og vedtak om ressursbruken i samfunnet.

3.1 Økologisk liberalisme

Ein viktig kritikk av økonomisk verdsetjing kjem frå djup økologi (Miller 1991), eller økosofien (Næss 1976), der natur og alt levande har *eigenverdi*. Forvaltning av ressursar og miljø er her eit moralsk spørsmål med basis i dei grunnleggjande rettane til all natur eit moralsk imperativ. Gjeve desse rettane er biologisk mangfald sikra, og det er ikkje nokon plass til vurderingar av den eine retten, eller føremønen, opp mot den andre. Alle avgjerder er private, og vert tekne innanfor dei rammene som dei grunnleggjande rettane set. Og den einaste relevante verdiinformasjonen, utanfor det moralske systemet, ligg i marknadsprisane.

I sin logiske konsekvens er djup økologi ein liberal konservativ politisk filosofi innanfor den filosofiske tradisjonen som byggjer sitt ideal samfunn på ein sosial kontrakt med klårt definerte og ukrenkjelege rettar som set grenser for full utfalding av fridomen til den einskilde (Nozick 1974, Gauthier 1986, Barry 1989). Innanfor slike politiske og moralske system er det ingen stad, eller behov, for avveging av ulike rettar mot kvarandre (Nozick 1974). Ein rett er ein rett, og den må respekterast. Det som skil øko-liberalismen frå liberal konservatismen er, mellom anna, at rettane i den sosiale kontrakten ikkje er avgrensa til menneske, men er derimot utvida til å gjelde alt i naturen.

Mange innan miljøfilosofi som forkastar økonomisk verdsetjing, byggjer meir eller mindre direkte på ein slik liberal filosofi med individuell fridom innanfor klåre rettar tillagt både menneske og natur (Sagoff 1993).¹

¹Ei alternativ formulering av miljøfilosofi finn ein i Norton (1991), men den vegringa mot verdsetjing som kjem fram her kan ikkje forsvarast filosofisk.

3.2 Utilitarisme

Ein annan retning innan moralfilosofien som er relevant når ein diskuterer moderne økonomisk teori, og velferdsteori især, er utilitarismen. (Sen 1979, Sen & Williams 1982), og då særleg konsekvensutilitarisme (Gauthier 1986).

I si mest reindyrka form vil konsekvensutilitarismen grunne alle vedtak og handlingar i eit samfunn på systematisk bruk av nytte-kostnads vurderingar (Barry 1989, Miller 1991, Hubin 1992). Det seier seg sjølv at her vil nytte-kostnadsanalysen og nytte-kostnadsregelen bli eit sentralt beslutningsverktøy².

Det er ein enkel sak å forkaste konsekvensutilitarismen i si reindyrka form som ein ueigna moral filosofi for eit samfunn med respekt for det einskilde menneske (Barry 1989). Likevel lever ideen om ein vid, om enn ikkje altomfattande, bruk av nytte-kostnadsanalyse som overordna *beslutningsgrunnlag* vidare mellom økonomar og i andre fagmiljø. Ikkje minst gjeld dette i fagmiljø som av ulike grunnar er sterke motstandarar av miljøprising og nytte-kostnadsanalyse generelt.

3.3 Pluralistisk demokrati

I mellom desse to ytterpunkta ligg det mange moglege moralske og filosofiske system der verdsetjing vil ein plass, om enn ei avgrensa rolle dersom ein samanliknar med konsekvens utilitarisme (Randall 1993). Slike filosofiske og politiske system er drøfta nærare i, til dømes, Rawls (1993) og Barry (1989).

Det er her at utfordringa i bruk og utforming av økonomisk verdsetjing ligg. Korleis kan den informasjonen som økonomisk analyse og verdsetjing kjem fram til bli tilpassa og formidla effektivt og konstruktivt i eit demokratisk og pluralistisk samfunn?

4 Verdiomgrepet

Innan velferds- og miljø-økonomien har verdiomgrepet ei bestemt tyding, og denne tydinga ligg til grunn for utviklinga av dei ulike verdsetjingsmetodane. Verdiomgrepet er her eit antroposentrisk verdiomgrep, i motsetnad til ein biosentrert eigenverdi (Miller 1991). Det er heller ikkje eit verdiomgrep som berre omfattar instrumentell verdi. Menneske kan leggje meir i deira verdivurdering av naturen enn det som ligg i verdien av bruk av naturen, men denne eigenverdien menneske tillegg naturen er antroposentrisk nett fordi den er eit uttrykk for menneskelege vurderingar.

²Det er mange innanfor økonomi som ser dette som eit relevant mål for økonomien sin influens i moralske og politiske spørsmål (Rhoades 1985, Navrud 1993). Slik sett er det ikkje utan grunn at økonomar vert kritisert for å vere imperialistar og samfunnsteknokratar.

Utgangspunktet i den teoretiske modellen er preferansane, eller nyttefunksjonen, for eit individ³. Nyttefunksjonen fortel korleis eit individ, på bakgrunn av prisar, inntekt og tilgjengelege fellesgode prioriterer mellom dei goda det kan veljast mellom.

Omgrepet *fellesgode* nyttar ein om gode som er tilgjengelege i eit bestemt omfang til alle i eit fellesskap (Johansen 1965, Starrett 1988). Ein kan òg sjå på miljøgode som eit slag fellesgode. Miljøgode kan vere tilgjengeleg lokalt, regionalt, nasjonalt eller globalt. Eit viktig kjenneteikn på fellesgode er at einskild individ på kort sikt ikkje kan påverke omfanget av desse goda.

4.1 Kompenserande overskotsmål

Ved endring i inntekt, prisar, og/eller omfanget av fellesgode skjer det ei tilpassing til den nye situasjonen i valet av dei varer og tenester som vert omsett i marknader. Nyttefunksjonen fortel om endringa har ført til ei betring eller ein reduksjon i nyttenivået til eit individ. Endringa i nyttenivået kan ein måle i kroner og øre som den skilnaden i inntekt som gjev same nyttenivå etter endringa som før. Denne verdien kallar ein *kompenserande overskotsmål*. Det kompenjerande overskotsmålet er positivt når endringa har ført til eit høgare nyttenivå, og er negativt ved redusert nyttenivå.

Det kompenjerande overskotsmålet er eit uttrykk for den *maksimale betalingsviljen* til ein person for å få gjennomført ei betring. For ei forverring derimot er det kompenjerande overskotsmålet den *minimale kompensasjonen* som må til for at endringa skal vere akseptabel.

4.2 Totalverdi

Utgangspunktet er ei vid tyding av kva som er med på å gje ein ressurs eller eit gode ein opplevd verdi for menneske. *Totalverdien* av ein ressurs er verdien slik eit individ opplever tilgangen og nytten av ressursen i all framtid. Endring i ressurstilgangen endrar totalverdien av ressursen. Denne endringa i totalverdi kan ein måle, til dømes, med det kompenjerande overskotsmålet.

I totalverdien inngår det to hovedkomponentar:⁴

1. bruksverdi, og

³For dei som er ukjende med økonomi, og særleg mikroøkonomisk framgangsmåte, syner eg til Hargreaves Heap, Hollis, Lyons, Sugden & Weale (1992) for ei generell innføring til omgrepa kring val og preferansar, og til Gauthier (1986) for ei drøfting av preferansar og spelteori frå eit filosofisk perspektiv. Standard mikroøkonomisk teori finn ein i mange lærebøkar, til dømes Frank (1991).

⁴I faglitteraturen er det ein livleg debatt om kva inndeling av totalverdi som er mest høveleg og kva delverdiar som går inn i totalverdien. Framstillinga her byggjer i hovudsak på Randall & Stoll (1983) og Randall (1991). Tilsvarande framstillingar finn ein og i Mitchell & Carson (1989) og Pearce, Markandya & Barbier (1989).

2. ikkje-bruksverdi.

4.2.1 Bruksverdi

Bruksverdien er verdien til menneske av den direkte og indirekte bruken av natur og miljø, altså eit uttrykk for den instrumentell verdien, og er sett saman av fleire verdikomponentar:

1. *Noverande bruksverdi* er verdien av noverande bruk av ressursen.
2. *Framtidig bruksverdi* er den verdien som ein ventar i dag av framtidig bruk av ressursen.

Her kan det vere tale om *konsumerande* bruk av ein ressurs, til dømes sanking av planter og bær, eller hausting av dyr og fisk. Vidare kan det vere *ikkje-konsumerande* bruk som til dømes naturfotografering og fuglekikking. Vidare vil *vikarierande* bruk av naturen inngå her (Krutilla 1967). Denne verdien, som vi kunne kalle vikarierande bruksverdi, syner til at sjølv om det kan hende ikkje er mogleg for nokon å vitje særeigen natur er det fullt mogleg å ha glede av bilete, film, skildringar og liknande av denne naturen, og denne glede vert tillagt positiv verdi.

Dersom det er usikkert om det vil vere framtidig bruk av ein ressurs, eller om ein ressurs vil vere tilgjengeleg i framtida fører dette til ein *opsjonsverdi* for ressursen (Weisbrod 1964).

3. *Opsjonsverdi*: Dei som ynskjer å nytte ein ressurs i framtida er villige til å bytte bort ein del av dagens inntekt mot ein opsjon (kjøpsrett) som sikrar tilgjenge til ressursen for framtidig bruk (Graham 1981). Skilnaden mellom prisen for opsjonen på ressursen og prisen på ressursen utan opsjonen er opsjonsverdien (Meier & Randall 1991).

Opsjonsverdien er positiv i situasjonar der ein person er sikker på sitt ynskje om å nytte ressursen i framtida, og der det samtidig er usikkert om ressursen vil vere tilgjengeleg i framtida. I ein situasjon der eit individ er usikker på eigen framtidig preferanse for eit gode, men der tilgangen på godet er sikker kan opsjonsverdien vere negativ. Opsjonsverdien kan dermed vere enten positiv eller negativ (Bishop 1982, Meier & Randall 1991).

Til saman utgjer desse tre verdikategoriane den *totale bruksverdien* av ein ressurs.

4.2.2 Ikkje-bruksverdi

Ikkje-bruksverdien, eller den antroposentriske eigenverdien, av ein ressurs er den delen av totalverdien som ikkje er motivera ut frå faktisk eller mogleg bruk av ein ressurs korkje i dag eller i framtida. Ein skil ofte mellom tre grupper av ikkje-bruksverdi:

1. *Eksistensverdi* er verdien (til menneske) av å vite at ein ressurs førekjem.
2. *Arveverdi* er verdien av å vite at ressursen vil vere tilgjengeleg for framtidige generasjonar.
3. *Bevaringsverdi* er verdien knytt til vissa om at ein ressurs vert teken vare på.

Desse tre gruppene indikerer tre ulike *motiv* for at menneske har positive verdivurdering av ressursar i tillegg til den direkte og indirekte bruksverdi. Slik dei er sett opp her utfyller og overlappar desse verdigruppene kvarandre. Det er og ein vanskeleg grenseoppgang mellom opsjonsverdi på den eine sida og arve- og bevaringsverdi på den andre sida, medan det kan vere vanskeleg å skilje mellom vikarierande bruksverdi og opsjonsverdi (Randall & Stoll 1983). Utan å gå djupare inn på denne problemstillinga her kan ein seie at eigenverdien til ein ressurs er motivera og sett saman av eksistens-, arve-, og bevaringsverdi.

4.2.3 Totalverdi og kompenserande overskotsmål

Til saman utgjør den totale bruksverdien og eigenverdien *totalverdien* av ein ressurs. Det er denne totalverdien som skal vere grunnlaget for samfunnsøkonomiske analyse av miljø og ressursar, og det er endringar i denne verdien ein ynskjer å estimere når prøvar å verdsetje endringar i omfanget av miljøgode. Endringar i totalverdien måler ein ved hjelp av det kompenserande overskotsmålet. Dette gjev dermed verdsetjinga ei solid forankring i økonomisk velferdsteori.

4.3 Irreversibilitet og ufullstendig informasjon

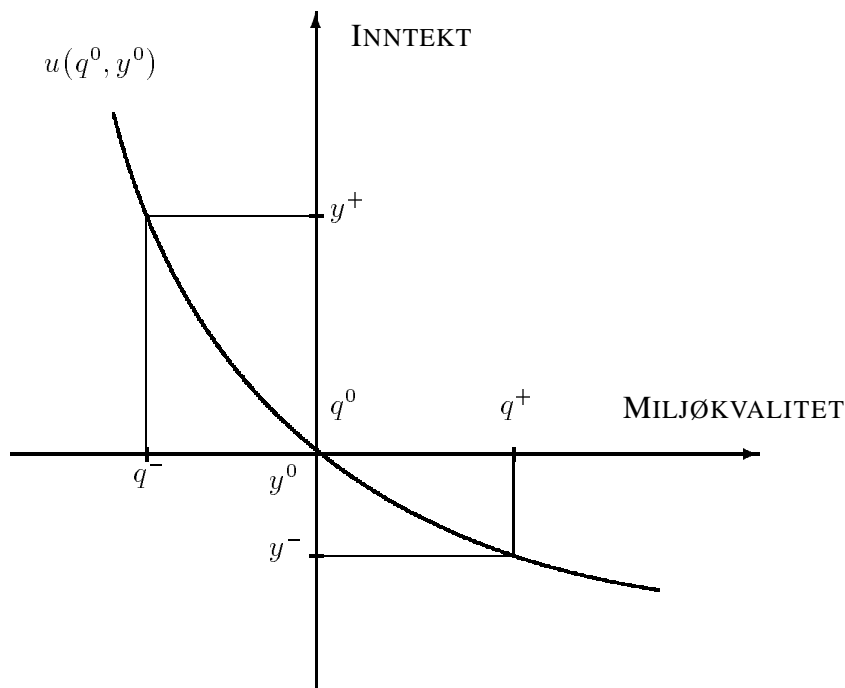
Kvasi-opsjonsverdi uttrykkjer verdien av å utsetje vedtak om irreversible endringar i naturlege miljø og økosystem. Denne verdien oppstår fordi informasjon *kan* bli tilgjengeleg i framtida slik at det vert teke betre vedtak (Henry 1974, Fisher & Hanemann 1987, Meier & Randall 1991).

5 Verdsetjing av miljøgode

Eit nyttig teoretisk utgangspunkt for verdsetjing av miljøgode er *totalverdi funksjonen* (Bradford 1970). Lat oss sjå nærare på ein person der nyttenivået er bestemt av inntekt, y , og omfanget av eit miljøgode, q . For å gjere analysen mest mogleg klår ser vi bort frå alle andre gode og tenester. Nyttefunksjonen kan vi dermed skrive som

$$u = u(y, q). \quad (1)$$

Ein slik nyttefunksjon vil vere stigande i inntekt og miljøgode (Bergland 1985).



Figur 1: Totalverdifunksjonen for endringar i inntekt (y) og omfanget (q) av eit miljøgode.

I figur 1 har vi totalverdifunksjonen for ein person der nyttenivået i utgangspunktet er $u^0 = u(y^0, q^0)$. Det kompensierende overskotsmålet, eller betalingsviljen, for ein auke i omfanget av miljøgode frå q^0 til q^+ er den endring i inntekt som held personen på same nyttenivået som før endringa fann stad. Av figuren ser vi at det inneber ein reduksjon i inntekt frå y^0 til y^- , som er det kompensierende overskotsmålet for miljøendringa frå q^0 til q^+ . Dermed har vi at det kompensierende overskotsmålet, k^+ , formelt er definert indirekte med likninga

$$u^0 = u(y^0, q^0) = u(y^0 - k^+, q^+). \quad (2)$$

Vidare ser vi at det kompensierende overskotsmålet for ein reduksjon i omfanget av miljøgode frå q^0 til q^- tilsvarar auken i inntekt frå y^0 til y^+ , dvs

$$u^0 = u(y^0, q^0) = u(y^0 + k^-, q^-). \quad (3)$$

Sidan $u(y^0, q^0) > u(y^0, q^-)$ har vi at $k^- < 0$.

Legg merke til at det kompensierende overskotsmålet er positivt for ei betring i nyttenivået, og negativt for ein reduksjon. Det kompensierende overskotsmålet vil alltid ha same forteikn som nytteendringa og er dermed ein *gyldig nytteendingsindikator* (Ebert 1983, Bergland 1985).

6 Ulike verdsetjingsmetodar

I dette avsnittet skal eg sjå nærare på nokre av dei viktigaste metodane for verdsetjing av miljøgode. Verdsetjingsmetodane kan delast inn i tre hovudgrupper:⁵

1. metodar basert på *konstruerte marknader*,
2. metodar basert på *omvegsmarknader*, og
3. metodar basert på *politiske prosessar*.

Ved hjelp av verdsetjingsmetodane søkjer ein å finne eit mål for verdien av endringar i miljøgode. Sidan det ikkje er fungerande marknader for miljøgode må ein prøve å finne denne verdien ved å studere åtferd i *konstruerte* marknader for miljøgode, eller i marknadene for andre gode, det vil seie ved hjelp av *omvegsmarknader*.

Konstruksjon av marknader for miljøgode kan skje ved simulering av situasjonar som liknar på marknader for miljøgode. Den simulera marknaden lagar ein *hypotetisk* situasjon der eit individ får høve til å syne preferansane for endring i tilgangen på miljøgode. Slike verdsetjingsmetodar vert kalla *betinga verdsetjing*, sjå til dømes Mitchell & Carson (1989). Det er og mogleg å innføre *eksperimentelle* marknader der det ikkje var nokon marknad tidlegare.

I dei verdsetjingsmetodane som byggjer på omvegsmarknader ser ein etter marknader for gode eller tenester som har ein *teknisk* eller *åtferd* samanheng med dei miljøgode ein er interessera i. Endring i omfanget av miljøgode fører til endring i åtferda i marknadene for det relaterte godet. På grunnlag av desse endringane kan ein finne fram til verdien på miljøgoda.

Ein slik verdsetjingsmetode er *eigedomsprismetoden*⁶. Variasjon i nærmiljøet slik som utsikt, støy og luftforureining gjev seg utslag i prisen på eigedomar. På grunnlag av variasjon i lokalitetsspesifikke miljøgode og eigedomsprisane kan ein så finne fram til den betalingsviljen kjøparane av eigedomane hadde for dei miljøgodene dei var klar over på tidspunktet for kjøpet av eigedomen.

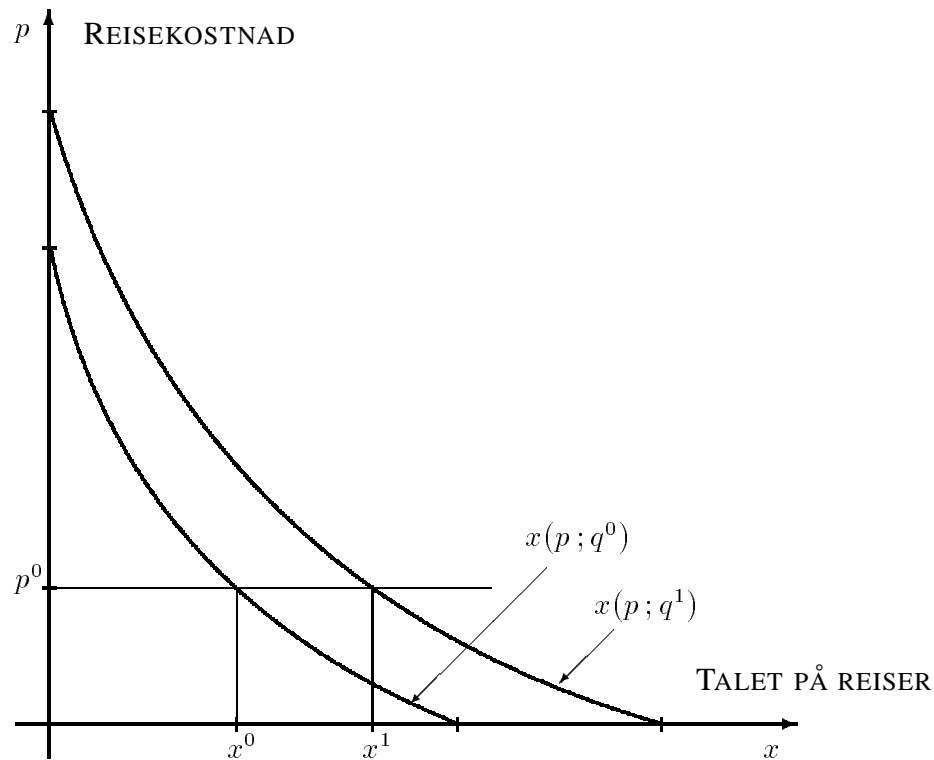
I *reisekostnadsmetoden* tek ein utgangspunkt i at brukarane av rekreasjonsområde nyttar reise- og transporttenester for å nå fram til rekreasjonsområda.⁷ Ved å analysere etterspurnaden for slike tenester kan ein finne fram til betalingsviljen for dei miljøgode som ligg til grunn for rekreasjonsaktivitetane.

Verdsetjing av miljøgode på grunnlag av politiske prosessar og tidlegare politiske og/eller administrative vedtak er nytta ein del, til dømes av Hervik & Risnes (1983). Men desse metodane er *ad hoc* og utan eit solid teoretisk grunnlag.

⁵Ei vidare drøfting av verdsetjingsmetodar er å finne i Bentkover et al. (1986), Pearce & Markandya (1989), Strand & Wenstøp (1991), Braden & Kolstad (1991) og Selfors (1992).

⁶Detaljert framstilling av eigedomsprismetoden er å finne i Freeman (1979, kap. 6), eller Pearce & Markandya (1989, kap. 4.2).

⁷Reisekostnadsmetoden er omtala i Freeman (1979, kap. 4), Pearce & Markandya (1989, kap. 4.5) og Anderson & Bishop (1986).



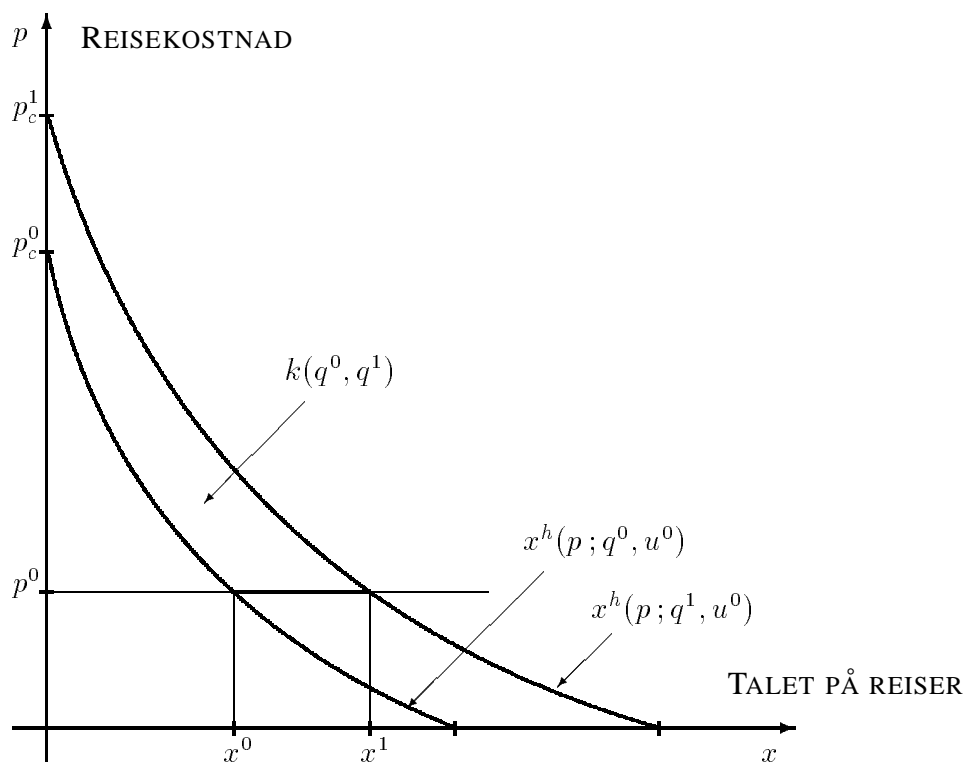
Figur 2: Etterspurnadsfunksjonen $x(p; q)$ for reiser ved to ulike omfang av miljøgode; q^0 og q^1 .

7 Reisekostnadsmetoden

I reisekostnadsmetoden nyttar ein seg av kostnadene ved reise til eit rekreasjonsområde som *prisen* på besøk til det området. Denne prisen er ulik for personar med ulik reiseavstand til området. Under føresetnad om at den relative besøksfrekvensen frå ulike geografiske område vil vere den same dersom reiseavstanden var den same, kan ein avleie ein etterspurnadsfunksjon for besøk til rekreasjonsområdet.⁸ Etterspurnadsfunksjonen vil endre seg med ulik miljøkvalitet. I figur 2 er ein slik etterspurnadsfunksjon teikna. Funksjonen $x(p; q^0)$ gjev etterspurnaden etter reiser når miljøkvaliteten er på nivået q^0 . Er prisen p^0 vil det vere etterspurnad etter x^0 reiser. Aukar miljøkvaliteten til q^1 vil etterspurnadsfunksjonen skifte ut til $x(p; q^1)$, og ved pris p^0 vil det no vere etterspurnad etter x^1 reiser.

Det teoretiske grunnlaget for verdsetjing av miljøgode ved hjelp av omvegsmarknader er omgrepet *svak komplementaritet* (Stevens 1966, Mäler 1974, Feenberg & Mills 1980).

⁸Mykje av faglitteraturen på området handlar om korleis ein skal måle og estimere slike etterspurnadsfunksjonar. Sjå til dømes Bockstael et al. (1991).



Figur 3: Kompenserande overskotsmål $k(q^0, q^1)$ for ei miljøforbetring frå q^0 til q^1 .

Eit marknadsgode (x) og eit miljøgode (q) er svake komplement til kvarandre når det er slik at når prisen (p) for marknadsgodet vert tilstrekkeleg høg nok vil etterspurnaden etter marknadsgodet gå til null og då vil det for det fyrste ikkje vere noko etterspurnad etter miljøgodet og for det andre vil ei endring i omfanget av miljøgodet ikkje endre nyttenivået.

Eit godt døme er samanhengen mellom vasskvaliteten (miljøgodet q) i eit skogsvatn og bading (marknadsgodet x). Dersom bading vert så dyrt at ingen nyttar dette skogsvatnet til bading så er kvaliteten på vatnet ikkje relevant lengre. Føresetnaden her er at vasskvaliteten i dette vatnet berre har verdi for bading.

Svak komplementaritet kan nå nyttast til å finne det kompenserande overskotsmålet for ei miljøforbetring. Til det treng vi omgrepet *kompenserte etterspurnadsfunksjon*. Den vanlege etterspurnadsfunksjonen ein utleier i mikroøkonomisk teori gjev etterspurnaden etter eit gode som ein funksjon av prisar og inntekt. Den kompenserte etterspurnadsfunksjonen gjev etterspurnaden etter eit gode som ein funksjon av prisar og eit *fast* nyttenivå.⁹

⁹Sjå til dømes Varian (1984) eller Deaton & Muellbauer (1980) for ein nærare diskusjon av desse omgrepa.

I figur 3 er marknadsprisen på reiser p^0 og etterspurnaden etter reiser x^0 , og miljøkvaliteten q^0 . Når prisen aukar vil etterspurnaden følgje den kompenserte etterspurnadsfunksjonen $x^h(p; q^0)$. Over prisnivået p_c^0 vil det ikkje vere nokon etterspurnad etter reiser. Er derimot miljøkvaliteten q^1 vil etterspurnaden følgje $x^h(p; q^1)$ opptil prisen p_c^1 . Arealet mellom dei to etterspurnadskurvane over prislinja p^0 er nå det kompenserande overskotsmålet, $k(q^0, q^1)$.

Kritisk i dei vanlege formuleringane av reisekostnadsmetoden er estimatet av alternativkostnaden til reisetida.¹⁰ Bruk av ulike alternativkostnader kan føre til at resultata variere mykje. Erfaringane med detaljerte opplegg for å få tak i alternativkostnadene gjennom spørjeundersøkelser har vore blanda, og er oftast ikkje verdt ekstrakostnadene (Anderson & Bishop 1986).

Det har skjedd mykje med bruk av ulike statistiske metodar dei siste 5–10 årene (Bockstael et al. 1991, Smith 1991). Val av statistisk metode avheng av kva slags utval data kjem frå, dvs. frå brukarar eller frå heile befolkninga, kva slags modell som skal nyttast, og om det er reiser til eitt eller fleire område.

Når utvalet er frå på brukarar manglar ein informasjon om ikkje-brukarar i modellen. Estimering av ein regresjonsmodell utan å take omsyn til dette fører til estimering av skeive modellparameterar (Maddala 1983), og dermed til skeive estimat av økonomisk verdi (Pearce & Markandya 1989).

Modellar som byggjer på observasjonar av einskildreiser er i hovudsak modellar av diskre val, og krev estimering av logit/probit modellar (for reiser til eitt område) eller multi-logit modellar (for reiser til fleire område) (Hanemann 1984, Wegge, Carson & Hanemann 1988, Bergland & Brown 1988).

Reisekostnadsmetoden er mykje nytta for estimering av verdien av rekreasjonsområde (Morey 1981, Smith & Kauro 1986, Willis & Garrod 1990, Bockstael et al. 1991, Strand & Wenstøp 1991). Det er viktig å merke seg at metoden vil berre estimere den direkte bruksverdien av eit miljøgode. Slike delar av totalverdien som opsjonsverdi og eigenverdi kan ikkje bli estimert ved hjelp av reisekostnadsmetoden, eller andre omvegsmarknadsmetodar. Dette gjer reisekostnadsmetoden lite eigna for verdsetjing av ressursar som har stor eigenverdi eller opsjonsverdi. Betinga verdsetjing er ofte den einaste tilgjengelege verdsetjingsmetoden for mange miljøgode. Medan verdsetjing på grunnlag av omvegsmarknader kan nyttast til å estimere den direkte bruksverdien av eit miljøgode, så er betinga verdsetjing, og nokre relaterte metodar, dei einaste som kan nyttast til å estimere totalverdien.

¹⁰Sjå diskusjonen i Anderson & Bishop (1986) og Strand & Wenstøp (1991).

8 Betinga verdsetjing

8.1 Metoden

Ideen bak betinga verdsetjing av miljøgode er, med bakgrunn i totalverdifunksjonen i figur 1 å spørje meir eller mindre direkte om betalingsviljen for ei hypotetisk, men vel-spesifisert og realistisk, endring i omfanget av miljøgode.¹¹ Den verdien ein kjem fram til er då betinga av at den tenkte miljøendringa faktisk skal skje og at betaling vert kravd inn, eller kompensasjon betala ut, slik det vart spesifisert.

Sjølve verdsetjinga kan utformast på ulike måtar:

1. direkte spørsmål om maksimal betalingsvilje/minimal kompensasjon,
2. ja/nei-spørsmål, eller
3. iterativ prosedyre med ja/nei-spørsmål.

Direkte spørsmål om maksimal betalingsvilje/minimal kompensasjon er mykje nytta, og dette gjev svært enkle data å forhalde seg til i analysen. Problemet med slike direkte spørsmål er at det ikkje er noko incitament for den som svarar til å gje det korrekte svaret, dvs metoden opnar for *strategisk* åtferd der det vert svara med for stor betalingsvilje for miljøforbetring og med for stor kompensasjon for miljøforverring.

Problemet med strategisk åtferd i betinga verdsetjing kan ein omgå ved i tillegg til miljøendringa også forklare korleis betaling skal krevjast inn/kompensasjon betalast ut og kor stor betaling/kompensasjon det er snakk om. Deltakarane i undersøkinga vert så stilt ovanfor valet om å akseptere eller ikkje akseptere eit slikt framlegg (Hoehn & Randall 1987). Beløpet som vert presentert variera for ulike deltakarar, og ein nyttar fire eller fleire ulike verdjar (Duffield & Patterson 1991). Betalingsviljen vert så estimert ved hjelp av statistiske metodar slik som logistisk regresjon (Cameron 1988, Mitchell & Carson 1989). Ulempe med desse statistiske metodane er at dei ikkje er så statistisk effektive som vanleg regresjonsanalyse, og gjev dermed eit relativt stort konfidensintervall for den estimerte betalingsviljen.

Iterativ verdsetjing der ein spør ja/nei-spørsmål med endra beløp heilt til ein kjem fram til eit lite intervall omkring den sanne betalingsviljen var mykje nytta då betinga verdsetjing var ein ny metode (Randall, Ives & Eastman 1974, Mitchell & Carson 1989, Hanemann 1992). I dag er slike langvarige intervju med mange iterasjonar lite nytta. Derimot er ofte ein, eller kanhende to, iterasjonar nytta fordi ein dermed oppnår mykje betre statistisk presisjon for den estimerte betalingsviljen utan at incitamenta for å gje korrekte svar går tapt. Slike data krev bruk av spesialiserte statistiske modellar i analysen (Bergland & Kriesel 1989).

¹¹Detaljert framstilling av metoden finn ein i Pearce & Markandya (1989, kap. 4.4), Anderson & Bishop (1986), Carson (1991), og særleg Mitchell & Carson (1989) for ei rettleiing i bruk av metoden. Vidare diskusjon omkring metoden finn ein i Brookshire & Crocker (1981), Fischhoff & Furby (1988) og Cummings, Brookshire & Schulze (1986).

8.2 Drøfting

I bruken av betinga verdsetjing er det fleire tilhøve som påverkar presisjonen av dei estimerte verdiane. Både den informasjonen som vert gjeve i intervjusituasjonen og utforminga av spørjeskjemaet kan påverke utfallet av verdsetjinga (Mitchell & Carson 1989). Ved å endre utforminga av spørjeskjemaet systematisk kan ein teste og kontrollere for moglege effektar av spørjeskjema og intervjusituasjon (Cummings et al. 1986, Magnussen 1992, Bateman, Langford, Willis, Turner & Garrod 1993).

Betinga verdsetjing er ofte den einaste metoden for verdsetjing av miljøgode som dekker totalverdien og som er mogleg å nytte, til dømes, for framtidige miljøendringar der det ikkje førekjem observert atferd. Vidare vert betinga verdsetjing sett på som ein metode som er lett å utføre, og som ein metode for å estimere både bruksverdi og ikkje-bruksverdi. Sjølv om det har vore utført fleire studiar som estimerer begge desse verdimåla (Brookshire, Eubanks & Randall 1983), er det ikkje tilrådd å dekomponere totalverdien i sine ulike delkomponentar (Hoehn & Randall 1989). Skal ein prøve å oppsummere erfaringane med bruk av betinga verdsetjing for å seie noko om når ein *trur a priori* at metoden fungerer kan ein kanhende nytte fylgjande punkt (Cummings et al. 1986, Fischhoff & Cox 1986, Mitchell & Carson 1989, Selfors 1992) for å karakterisere den endring i miljøgode ein ynskjer å verdsetje:

- konkrete,
- aktuell,
- truverdige, og
- enkel.

Det har vore mykje debatt om kor god ein metode betinga verdsetjing er, og om metoden i det heile kan nyttast til estimering av truverdige resultat. Dette er ein debatt som fekk fart etter at betinga verdsetjing vart nytta til å verdsetje miljøskaden etter Exxon Valdez ulykka i Alaska (Davidson 1990, Mills 1992). Relevansen av delar av denne debatten er heller liten for europeiske tilhøve og det er i den amerikanske samanhengen med uavkorta erstatning ved ulykker ein må sjå den pågåande debatten omkring metoden betinga verdsetjing og bruken av resultatata frå metoden.

Retningslinene i frå den kommisjonen som vart nedsett for å vurdere betinga verdsetjing (Arrow, Solow, Portney, Leamer, Radner & Schuman 1993) kjem til å ha stor innverknad både på bruk av betinga verdsetjing og forskning omkring metoden. Det kan vere ein fare for at byråkratar både i ressursforvaltning og i forskingsadministrasjonen vil nytte desse retningslinjene til å avgrense forskning omkring verdsetjing, metodeutvikling og kreativ bruk av verdsetjingsmetodar i konkret verdsetjing av miljøgode.

9 Verdsetjing av komplekse miljøgode

Betinga verdsetjing fungerer bra for ein-dimensjonale miljøgode eller velspesifiserte pakker av miljøgode i mange dimensjonar. For verdsetjing av endring i fleirdimensjonale miljøgode vert den vanlege utforminga av betinga verdsetjing ein tungvint metode (Hoehn 1991). Ein nyutvikla metode, betinga ranking, syner seg å vere betre skikka for slike verdsetjingsproblem (Bergland 1993b).

10 Verdsetjing av friluftaktivitetar

Det er utført eit stort tal verdsetjing av ulike friluftaktivitetar, og det vil føre for langt å prøve å gje eit oversyn, sjå til dømes Walsh (1986). I staden vil eg kort nemne nokre studiar eg har teke del i.

10.1 Fleirvalsmodellar

Eg har alt nemnd studien av sportsfiske for laks langs kysten av Oregon (Bergland & Brown 1988). Det som skil denne frå ein del andre studiar på den tida var at ein estimerte ein reisekostnadsmodell for fleire ulike reisemål. Dette er eit viktig steg mot meir realistiske modellar som tek omsyn til substitusjon i val av område for rekreasjonsaktivitet. Slike fleirvals modellar er nå toleg vanleg for analyse av etterspurnad etter og betalingsvilje for til dømes sportsfiske og alpinanlegg (Smith & Kauro 1986, Bockstael et al. 1991).

10.2 Prising av jaktrettar

Eit viktig og mykje omtala emne i forvaltning av jaktområde er prissetjing. Det er mange som har hevda at prising av rekreasjonsaktivitetar må til for å skaffe inntekter frå rekreasjonsområda og for allokere bruken av området på ein effektiv og berekraftig måte (Rosenthal, Loomis & Peterson 1984, Oren, Smith & Wilson 1985, Wilman 1988). I ein betinga verdsetjingsstudie av fasanjakt (Adams, Bergland, Musser, Johnson & Musser 1989) såg vi på moglegheitane for å prise jaktrettane slik at dei ville dekke kostnadene ved å halde fasan for jaktføremål. Sjøl om betalingsviljen er større enn kostnadene, er ein ikkje i stand til å finne ein pris som vil dekke kostnadene. Grunnen er at ein ikkje kan diskriminere perfekt mellom jegerane for å få tak i heile konsumentoverskotet deira.

10.3 Optimalt tal jegerar

I mange rekreasjonsområde er det trengsel og mange får opplevinga deira redusert på grunn av (alt for) mange andre menneske i same området (Fisher & Krutilla 1972, Cicchetti & Smith 1976, Strand 1982, Walsh, Miller & Gilliam 1983, Dorfman 1984, McConnell

& Sutinen 1984). Dette spørsmålet såg vi nærare på for hjortejakt i forsøksskogen til Oregon State University (Bergland, Romstad, Kim & McLeod 1989). Her vart det utført ein betinga verdsetjingsstudie som såg på betalingsviljen for redusert jegertal i jakta. Vi fann at total betalingsvilje for jakt ville vere størst med omlag 700–750 jaktløyver samanlikna med 1000 i dag. Vidare såg vi på ulike metodar for å estimere usikkerheten i dei resultatane vi kom fram til i dei statistiske modellane (Bergland, Romstad, Kim & McLeod 1993).

Betinga verdsetjing synt seg godt eigna til dette føremålet, og ved hjelp av dei statistiske simuleringsmetodane (“bootstrapping”) kunne vi òg presentere usikkerheten i modellen.

11 Konklusjon

Det har vore ei rivande utvikling av verdsetjingsmetodar for friluftaktivitetar sidan dei første studiane, men det er framleis rom for vidare forskning om bruk, utvikling og testing av metodar. Dette gjeld både økonomiske modellar for åtferd og statistiske modellar for å analysere data i samsvar med teorien for åtferd og den utvalsmetoden som vart nytta til å samle inn data. Med omsyn til betinga verdsetjing er det klårt manglar på kunnskap omkring dei kognitive prosessane i verdsetjingseksperimentet.

Det er òg naudsynt å forstå betre kva bruksområde dei ulike verdsetjingsmetodane har, når det høver med verdsetjing og kva rolle verdsetjing av miljøgode og friluftaktivitetar kan og skal ha i samfunnsdebatten. Verdsetjing kan, og vil, spele ei viktig, om enn avgrensa, rolle i forvaltning av miljøet inklusiv friluftaktivitetar og med formulering av kva som ligg i omgrepet berekraftig utvikling.

Referansar

- Adams, R. M., O. Bergland, W. N. Musser, S. L. Johnson & L. M. Musser 1989. User fees and equity issues in public hunting experiences: The case of Ring-Necked Pheasant in Oregon. *Land Economics* 65(4): 376–385.
- Anderson, G. D. & R. C. Bishop 1986. The valuation problem. I: D. W. Bromley (red): *Natural Resource Economics: Policy Problems and Contemporary Analysis*. Boston, MA. Kluwer Nijhoff Publishing. s. 89–137.
- Arrow, K. J., R. Solow, P. R. Portney, E. E. Leamer, R. Radner & H. Schuman 1993. Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register* 58: 4601–4614.
- Barry, N. P. 1989. *An Introduction to Modern Political Theory*. New York, NY. St. Martin's Press.
- Bateman, I. J. 1993. Evaluation of the environment: A survey of revealed preference techniques. *CSERGE Working Paper GEC 93–06*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia. Norwich.

- Bateman, I. J., I. H. Langford, K. G. Willis, R. K. Turner & G. D. Garrod 1993. The impacts of changing willingness to pay question formats in contingent valuation studies: An analysis of open-ended, iterative bidding and dichotomous choice formats. *CSERGE Working Paper GEC 93-05*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia. Norwich.
- Bentkover, J. D., V. T. Covello & J. Mumpower (red) 1986. *Benefit Assessment: The State of the Art*. Dordrecht. D. Reidel Publishing.
- Bergland, O. 1985. *Exact Measurement of Welfare Changes: Theory and Applications*. PhD dissertation. University of Kentucky, Department of Agricultural Economics. Lexington, KY.
- Bergland, O. 1993a. Om teorigrunlaget for verdsetjing av miljøgode. *Landbruksøkonomisk Forum* 10(3): 5-14.
- Bergland, O. 1993b. Verdsetjing av miljøgode. *Landbruksøkonomi. Informasjonsmøte 1993. Faginfo Nr. 23*. Statens fagteneste for landbruket. s. 238-245.
- Bergland, O., E. Romstad, S.-W. Kim & D. McLeod 1989. Estimation of optimal congestion levels: Deer hunting in Western Oregon. *Working Paper 89-104*. Graduate Faculty of Economics, Oregon State University. Corvallis, OR.
- Bergland, O., E. Romstad, S.-W. Kim & D. McLeod 1993. The use of bootstrapping in contingent valuation studies. *Working Paper 93-??*. Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøgskole. Ås.
- Bergland, O. & W. G. Brown 1988. Multiple site travel-costs models and consumer surplus: Valuation of Oregon sport-caught salmon. Paper presented to the fourth annual AREA workshop on Marine and Sports Fisheries – Economic Valuation and Management, University of Washington, Seattle, WA. June 23-24, 1988.
- Bergland, O. & W. Kriesel 1989. Efficient estimation in iterated referendum formats of the contingent valuation method. Paper presented to the annual meetings of the American Agricultural Economics Association, Baton Rouge, LA. August 2-5, 1989.
- Bishop, R. C. 1982. Option value: An exposition and extension. *Land Economics* 58(1): 1-15.
- Bockstael, N. E., K. E. McConnell & I. E. Strand 1991. Recreation. I: J. B. Braden & C. D. Kolstad (red): *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam. North-Holland. s. 227-270.
- Braden, J. B. & C. D. Kolstad (red) 1991. *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam. North-Holland.
- Bradford, D. F. 1970. Benefit-cost analysis and demand curves for public goods. *Kyklos* 23: 775-791.

- Brookshire, D. S., L. S. Eubanks & A. Randall 1983. Estimating option prices and existence values for wildlife resources. *Land Economics* 59(1): 1–15.
- Brookshire, D. S. & T. D. Crocker 1981. The advantages of contingent valuation methods for benefit-cost analysis. *Public Choice* 36: 235–252.
- Brown, W. G., A. Singh & E. Castle 1965. Net economic value of the Oregon salmon-steelhead sport fishery. *Journal of Wildlife Management* 29(2): 266–279.
- Cameron, T. A. 1988. A new paradigm for valuing non-market goods using referendum data: Maximum likelihood estimation by censored logistic regression. *Journal of Environmental Economics and Management* 15: 355–379.
- Carson, R. T. 1991. Constructed markets. I: J. B. Braden & C. D. Kolstad (red): *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam. North-Holland. s. 121–162.
- Cicchetti, C. J. & V. K. Smith 1976. The measurement of individual congestion costs: An economic application to wilderness recreation. I: S. A. Y. Lin (red): *Theory and Measurement of Economic Externalities*. New York, NY. Academic Press. s. 183–200.
- Clawson, M. 1959. Methods of measuring the demand for and value of outdoor recreation. *Reprint 10*. Resources for the Future. Washington, D.C.
- Cummings, R. G., D. S. Brookshire & W. D. Schulze 1986. *Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*. Totowa, NJ. Rowman and Allanheld.
- Davidson, A. 1990. *In the Wake of the Exxon Valdez: The Devastating Impact of Alaska's Oil Spill*. San Francisco, CA. Sierra Club Books.
- Davis, R. K. 1963. Recreation planning as an economic problem. *Natural Resources Journal* 3(2): 239–249.
- Deaton, A. & J. Muellbauer 1980. *Economics and Consumer Behavior*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Dorfman, R. 1984. On optimal congestion. *Journal of Environmental Economics and Management* 11: 91–106.
- Duffield, J. W. & D. A. Patterson 1991. Inference and optimal design for a welfare measure in dichotomous choice contingent valuation. *Land Economics* 67: 225–239.
- Ebert, U. 1983. Exact welfare measures and economic index numbers. *Zeitschrift für Nationalökonomie* 44(1): 27–38.
- Feenberg, D. & E. S. Mills 1980. *Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement*. New York, NY. Academic Press.

- Fischhoff, B. & L. A. Cox, Jr. 1986. Conceptual framework for regulatory benefits assessment. I: J. D. Bentkover, V. T. Covello & J. Mumpower (red): *Benefit Assessment: The State of the Art*. Dordrecht. D. Reidel Publishing. s. –.
- Fischhoff, B. & L. Furby 1988. Measuring values: A conceptual framework for interpreting transactions with special reference to contingent valuation of visibility. *Journal of Risk and Uncertainty* 1: 147–184.
- Fisher, A. C. & J. V. Krutilla 1972. Determination of optimal capacity of resource-based recreation facilities. I: J. V. Krutilla (red): *Natural Environments: Studies in Theoretical and Applied Analysis*. Baltimore, MD. Johns Hopkins University Press. s. 115–141.
- Fisher, A. C. & W. M. Hanemann 1987. Quasi-option value: Some misconceptions dispelled. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(2): 183–190.
- Frank, R. H. 1991. *Microeconomics and Behavior*. New York, NY. McGraw-Hill.
- Freeman, III, A. M. 1979. *The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice*. Baltimore, MD. Johns Hopkins University Press.
- Gauthier, D. 1986. *Morals by Agreement*. Oxford. Oxford University Press.
- Graham, D. A. 1981. Cost-benefit analysis under uncertainty. *American Economic Review* 71(4): 715–725.
- Grønn, E. 1991. *Nyttekostnadsanalyse*. Oslo. Bedriftsøkonomens forlag.
- Hanemann, W. M. 1984. Discrete/continuous models of consumer demand. *Econometrica* 52(3): 541–561.
- Hanemann, W. M. 1992. Preface. I: S. Navrud (red): *Pricing the European Environment*. Oxford. Oxford University Press. s. 9–35.
- Hargreaves Heap, S., M. Hollis, B. Lyons, R. Sugden & A. Weale 1992. *The Theory of Choice: A Critical Guide*. Oxford. Basil Blackwell.
- Henry, C. 1974. Investment decisions under uncertainty: The irreversibility effect. *American Economic Review* 64: 1006–1012.
- Hervik, A. & M. Risnes 1983. økonomiske metoder for å måle miljøkonsekvenser av vannkraftutbygging. *Rapport 2*. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygging. Oslo.
- Hoehn, J. P. 1991. Valuing the multidimensional impacts of environmental policy: Theory and methods. *American Journal of Agricultural Economics* 73(2): 289–299.
- Hoehn, J. P. & A. Randall 1987. A satisfactory benefit cost indicator from contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(3): 226–247.

- Hoehn, J. P. & A. Randall 1989. Too many proposals pass the benefit cost test. *American Economic Review* 79(3): 544–551.
- Hubin, D. 1992. BC moral theory and the value of BCA information. *NSF Working Paper, BBS – 8710153*. Ohio State University, Department of Philosophy. Columbus, OH.
- Johansen, L. 1965. *Offentlig økonomikk*. Oslo. Universitetsforlaget.
- Johansen, L. 1977. *Samfunnsøkonomisk lønnsomhet*. Oslo. Industri-økonomisk Institutt.
- Johansson, P.-O. 1987. *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Kaltenborn, B. P. 1993. Forskning på friluftslivet – bakgrunn og utvikling. I: I. Altman & J. F. Wohlwill (red): *Behavior and the Natural Environment*. New York, NY. Plenum Press. s. 6–20.
- Krutilla, J. V. 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review* 57(4): 777–786.
- Maddala, G. S. 1983. *Limited-Dependent and Qualitative Variables in Econometrics*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Magnussen, K. 1992. Valuation of reduced water pollution using the contingent valuation method – testing for mental accounts and amenity misspecification. I: S. Navrud (red): *Pricing the European Environment*. Oxford. Oxford University Press. s. 195–230.
- Mäler, K.-G. 1974. *Environmental Economics: A Theoretical Inquiry*. Baltimore, MD. Johns Hopkins University Press.
- McConnell, K. & J. Sutinen 1984. An analysis of congested recreational facilities. I: V. K. Smith & E. White (red): *Advances in Applied Microeconomics*. Greenwood, CT. JAI Press. s. 13–84.
- Meier, C. E. & A. Randall 1991. Use value under uncertainty: Is there a “correct” measure?. *Land Economics* 67(4): 379–389.
- Miller, A. S. 1991. *Gaia Connections: An Introduction to Ecology, Ecoethics, and Economics*. Savage, MD. Rowman & Littlefield.
- Mills, M. J. 1992. Alaska sport fishing in the aftermath of the Exxon Valdez oil spill. *Special Publication 92–5*. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish. Anchorage, AK.
- Mitchell, R. C. & R. T. Carson 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, DC. Resources For the Future.
- Morey, E. R. 1981. The demand for site-specific recreational activities: A characteristics approach. *Journal of Environmental Economics and Management* 8: 345–371.

- Næss, A. 1976. *Økologi, samfunn og livsstil*. Oslo. Universitetsforlaget.
- Navrud, S. 1992. Kan naturens verdi måles i penger?. *Humanekologi* 11(1): 11–17.
- Navrud, S. 1993. Miljøprising — fremtidens beslutningsverktøy?. *Landbruksøkonomisk Forum* 10(3): 15–31.
- Navrud, S. & J. Strand 1992. Norway. I: S. Navrud (red): *Pricing the European Environment*. Oxford. Oxford University Press. s. 108–135.
- Norton, B. G. 1991. *Towards Unity Among Environmentalists*. Oxford. Oxford University Press.
- Nozick, R. 1974. *Anarchy, State, and Utopia*. New York, NY. Basic Books.
- Oren, S., S. Smith & R. Wilson 1985. Capacity pricing. *Econometrica* 53(3): 545–566.
- Pearce, D. W. & A. Markandya 1989. *Environmental Policy Benefits: Monetary Valuation*. Paris. OECD.
- Pearce, D. W., A. Markandya & E. B. Barbier 1989. *Blueprint for a Green Economy*. London. Earthscan Publications Ltd.
- Pearce, D. W. & C. A. Nash 1981. *The Social Appraisal of Projects: A Text in Cost-Benefit Analysis*. New York, NY. Macmillan.
- Randall, A. 1991. Total and nonuse values. I: J. B. Braden & C. D. Kolstad (red): *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam. North-Holland. s. 303–321.
- Randall, A. 1993. Thinking about the value of biodiversity. I: K. C. Kim & R. D. Weaver (red): *Biodiversity and Landscape*. Cambridge. Cambridge University Press. s. 0–0.
- Randall, A., B. Ives & C. Eastman 1974. Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements. *Journal of Environmental Economics and Management* 1(2): 132–149.
- Randall, A. & J. R. Stoll 1983. Existence value in a total valuation framework. I: R. D. Rowe & L. G. Chestnuts (red): *Managing Air Quality and Scenic Resources at National Parks and Wilderness Areas*. Boulder, CO. Westview. s. 265–274.
- Rawls, J. 1993. *Political Liberalism*. Cambridge, MA. Harvard University Press.
- Rhoades, S. E. 1985. *The Economist's View of the World: Government, Markets, and Public Policy*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Rosenthal, D. H., J. B. Loomis & G. L. Peterson 1984. Pricing for efficiency and revenue in public recreation areas. *Journal of Leisure Research* 16: 195–207.
- Sagoff, M. 1993. Environmental economics: An epitaph. *Resources* 111: 2–7.

- Selfors, A. 1992. Kvantifisering av miljøulemper ved ulike energiteknologier. *Publikasjon 27/92*. Norges Vassdrags- og Energiverk. Oslo.
- Sen, A. & B. Williams (red) 1982. *Utilitarianism and Beyond*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Sen, A. K. 1979. Utilitarianism and welfarism. *Journal of Philosophy* 76(9): 463–489.
- Smith, V. K. 1991. Household production functions and environmental benefit estimation. I: J. B. Braden & C. D. Kolstad (red): *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam. North-Holland. s. 41–76.
- Smith, V. K. 1993. Nonmarket valuation of environmental resources: An interpretative appraisal. *Land Economics* 69(1): 1–26.
- Smith, V. K. & Y. Kauro 1986. Modeling recreation demand within a random utility framework. *Economics Letters* 22(4): 395–399.
- Starrett, D. A. 1988. *Foundations of Public Economics*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Stevens, J. B. 1966. Recreation benefits from water pollution control. *Water Resources Research* 2(2): 167–182.
- Strand, J. 1982. A model for the determination of benefits from recreational sites under conditions of congestion. *Memorandum*. Institute of Economics, University of Oslo. Oslo.
- Strand, J. & F. Wenstøp 1991. Miljøkostnader og samfunnsøkonomi. *Kvantifisering av miljøulemper ved ulike energiteknologier. Delprosjekt 7*. Norges vassdrags- og energiverk. Oslo.
- Varian, H. R. 1984. *Microeconomic Analysis*. New York, NY. W. W. Norton.
- Walsh, R. G. 1986. *Recreation Economic Decisions: Comparing Benefits and Costs*. New York, NY. Venture.
- Walsh, R., N. Miller & L. Gilliam 1983. Congestion and willingness to pay for expansion of skiing capacity. *Land Economics* 59: 195–210.
- Wegge, T. W., R. T. Carson & W. M. Hanemann 1988. Site quality and the demand for sport fishing in South-central Alaska. Paper presented at Sportfishing Institute Symposium, Charleston, SC. March 14–15, 1988.
- Weisbrod, B. A. 1964. Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics* 78: 471–477.
- Willis, K. G. & G. D. Garrod 1990. The individual travel-cost method and the value of recreation: The case of the Montgomery and Lancaster canals. *Environment and Planning C: Government and Policy* 8: 315–326.

Wilman, E. A. 1988. Pricing policies for outdoor recreation. *Land Economics* 64: 234–241.