

Hva er nytten av et godt miljø? Noen regneeksempler

Hege Medin og Karine Nyborg

Nytte-kostnadsanalyse er en metode der fordeler og ulemper ved offentlige prosjekter sammenliknes ved at alle virkninger verdsettes i kroner og øre. Det viser seg imidlertid at interessene til bestemte grupper blir tillagt mer vekt i analysen når en måler nyttevirkinger for den enkelte i penger, og deretter summerer disse beløpene, enn tilfellet ville vært om en hadde valgt en annen måleenhet under aggregeringen. På basis av data fra sju verdsettingsstudier har vi anslått den samfunnsmessige nytteverdien av noen miljøprosjekter, og studert om disse verdiene endrer seg hvis vi måler individuelle nyttevirkinger i enheter av miljøgodet i stedet for penger. Resultatet er til dels betydelige endringer i anslagene for samfunnsmessig nytte.

Offentlige prosjekter og interessekonflikter

Offentlige tiltak for å bedre naturmiljøet vil normalt innebære økonomiske kostnader, som på en eller annen måte må fordeles. Generelt er det nær sagt umulig å sikre at kostnadene fordeles slik at de som har størst nytte av et miljøtiltak også er de som betaler mest for det. Det vil derfor ofte være interessekonflikter knyttet til offentlige tiltak av denne typen. En rik, miljøvennlig astmatiker kan for eksempel få stor nyttegevinst av et tiltak for bedre luftkvalitet, selv etter å ha betalt sin del av kostnadene; mens en frisk, fattig og lite miljøinteressert person kan oppleve at kostnadene hun blir pålagt å betale ikke på langt nær oppveies av miljøforbedringen.

Nytte-kostnadsanalyse er en metode som brukes til å sammenlikne fordelene og ulempene ved offentlige prosjekter (se NOU 1997:27 og NOU 1998:16). For at ulike virkninger skal kunne sammenliknes, forsøker en å måle betydningen av hver enkelt virkning i en felles enhet, i praksis penger. Deretter brukes disse beløpene til å anslå hvorvidt de totale samfunnsmessige fordelene ved et prosjekt er større enn kostnadene. Prinsippene som brukes i verdsettingen er selvsagt viktige for konklusjonene. For å verdsette virkninger som ikke har noen markedspris, for eksempel endringer i naturmiljøet, spør en ofte et utvalg av befolkningen hva de maksimalt ville vært villige til å betale for å oppnå (eller unngå) endringen. Betalingsvilligheten tolkes som et mål på individets nytte av miljøendringen, og summen av alle individenes betalingsvillighet tolkes som et mål på nytten for hele samfunnet. Dersom den totale nytten er større

enn de totale kostnadene, sier en gjerne at prosjektet er samfunnsøkonomisk lønnsomt. For et slikt prosjekt kan de som får en netto nyttegevinst teoretisk sett gi økonomisk kompensasjon til alle som kommer dårligere ut enn før, og likevel fortsatt ha en netto gevinst. I praksis er det imidlertid svært vanskelig å gjennomføre slike kompensasjoner. Derfor vil også samfunnsøkonomisk lønnsomme prosjekter som regel innebære interessekonflikter: Noen vil ha en netto fordel av at prosjektet gjennomføres, mens andre vil se det som en ulempe. I lærebøker om nytte-kostnadsanalyse har det tradisjonelt vært hevdet at valget av penger som måleenhet i nytte-kostnadsanalyse ikke spiller noen rolle; en kunne like gjerne ha målt alle virkningene i decibel eller i gram svovel pr. kubikkmeter. Bruken av penger som måleenhet har vært begrunnet med praktiske hensyn, men en har trodd at andre måleenheter ville ha gitt nøyaktig samme konklusjon vedrørende samfunnsøkonomisk lønnsomhet. Forskning i Statistisk sentralbyrå har imidlertid vist at dersom det er interessekonflikter knyttet til et prosjekt, er dette ikke alltid riktig. I en artikkel som ble publisert i det anerkjente økonomiske tidsskriftet *Journal of Public Economics* i 1997 viste Kjell Arne Brekke at valg av måleenhet ved måling av individuelle nyttevirkinger faktisk har betydning i nytte-kostnadsanalyser, fordi måleenheten er med på å bestemme hvilke interesser som tillegges mest vekt når de individuelle nyttevirkingene summeres.¹ Artikkelen var i hovedsak teoretisk, men inneholdt også et regneeksempel basert på en betalingsvillighetsstudie for renere luft av Strand (1985). I regneeksempelen viste Brekke at den samfunnsmessige verdien av en 50 prosent kvalitetsforbedring av Oslo-luften, målt i kroner, ble 22 ganger høyere hvis en brukte penger som måleenhet enn dersom en brukte luftkvalitet som måleenhet under summeringen av individuell nytte, men deretter regnet den totale nyttevirkingen om til penger.

Hege Medin, førstesekretær ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi. E-post: hege.medin@ssb.no

Karine Nyborg, forsker ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi. E-post: karine.nyborg@ssb.no

1 Hvis økonomisk kompensasjon til de som kommer dårlig ut ved et prosjekt faktisk gjennomføres, vil en positiv aggregert netto betalingsvillighet bety at alle får det bedre enn før. I så fall er det ingen interessekonflikt, og problemet vi diskuterer her faller bort. Fordi slike kompensasjoner sjelden gjennomføres, vil vi se bort fra denne muligheten i det følgende.

Sammenliknet med det tradisjonelle alternativet, å bruke penger som måleenhet, innebærer bruk av miljø som måleenhet en annen vektlegging av interesser. Å bruke penger som måleenhet favoriserer de miljøvennlige som er lite opptatt av penger; å bruke miljø-enheter favoriserer de som er relativt sett mest opptatt av penger, om dette nå er fordi de er materialistiske eller fordi de er fattige. Hvis alle er like, og enige om det meste, forsvinner forskjellen. Måleenhets-problemet er essensielt knyttet til det faktum at når vi er forskjellige, og har forskjellige interesser, er det ikke lett å finne noe faglig "nøytralt" grunnlag for vurdering av hvilke interesser som er viktigst. Et tilsynelatende "teknisk" problem viser seg derfor her å ha politisk interessante implikasjoner.

Brekkes artikkel vakte debatt i fagmiljøet (se Drèze 1998, Johansson 1998), men diskusjonen har dreid seg mest om tolkningen av analysen. Det er foreløpig ikke stilt spørsmålstegn ved holdbarheten av det teoretiske hovedresultatet: Summering av individuell netto nytte målt i penger kan resultere i en totalsum med et annet fortegn enn en ville fått ved summering av individuell nytte målt i (f.eks.) enheter av et miljøgode, alt annet gitt. Til tross for dette er det oss bekjent ennå ikke publisert artikler der en forsøker å fastslå den empiriske betydningen av resultatet: Hvor viktig er dette egentlig? Er Brekkes regneeksempel typisk, eller vil problemet normalt være av helt marginal betydning?

I denne artikkelen presenterer vi empiriske beregninger som viser at problemet i praksis kan være meget stort. Analysen nedenfor bygger på Medin, Nyborg og Bateman (1998) og Medin (1999). For en nærmere omtale av forutsetninger og metode henviser vi til disse publikasjonene. Vi har tatt utgangspunkt i individuelle betalingsvillighetsdata fra sju ulike verdsetningsstudier. Den samfunnsmessige verdien av miljø-endringen i hvert prosjekt (kostnader ikke fratrukket) er beregnet ut fra to hovedmetoder; enten ved å bruke penger, eller ved å bruke enheter av miljøgode som måleenhet under summering av individuelle nyttevirksomheter, men deretter regne totaltallene om til kroner for å kunne sammenlikne resultatene. For noen av prosjektene har vi også beregnet den samfunnsøkonomiske lønnsomheten etter at kostnadene er trukket fra, og i flere beregningsalternativ innebærer endret måleenhet at den beregnede samfunnsøkonomiske lønnsomheten for hele prosjektet skifter fortegn.

Sammenlikning av nytte: Mål og målbarhet

I dette avsnittet vil vi kort forklare hovedtrekkene i teorien om måleenhetens betydning. Lesere som er interesserte i en matematisk framstilling henvises til vedlegg, mens mer

detaljer er å finne i Brekke (1997), Medin, Nyborg og Bateman (1998) og Medin (1999).

Individuell betalingsvillighet fremstilles i økonomisk faglitteratur som en måte å måle individuelle nytteendringer på: Hvis Hansen er villig til å betale 100 kr for 50 prosent renere luft, men bare 20 kr for bevaring av Sauda, må det være fordi det første er viktigere for ham. Det finnes imidlertid ikke noe faglig grunnlag for å sammenlikne slike nyttemål mellom personer: Selv om Hansen er villig til å betale 100 kroner for renere luft, mens Jensen bare er villig til å betale 50 kroner for det samme, er det ikke sikkert at Hansen har større nytte av renere luft enn Jensen. Det kan jo f.eks. hende at Jensen er så fattig at han ikke har mer enn 50 kroner å avse, mens Hansen er så rik at penger ikke spiller noen rolle for ham. Dersom de begge f.eks. må betale 70 kr for at tiltaket skal gjennomføres, vil Hansen få en positiv netto betalingsvillighet på 30 kr, mens Jensen vil ha et netto tap tilsvarende 20 kr. Men hvis penger ikke er like viktig for dem begge, kan det likevel godt tenkes at Jensens tap av nytte er større enn Hansens nyttegevinst – hvis det da i det hele tatt er meningsfylt å sammenlikne nytte på en slik måte.

Dersom en nytte-kostnadsanalyse skal kunne brukes til å veie noens tap mot andres gevinst, kommer en imidlertid ikke utenom å sammenlikne nytteendringer mellom personer. Dette problemet løses vanligvis ved at man rett og slett antar at alle har den samme nytten av en ekstra krone.² Da blir betalingsvillighet et sammenliknbart mål på nytteendring, og den med høyest betalingsvillighet har også høyest nytteeffekt. Den samfunnsmessige netto nytten av et miljøtiltak, dvs. samfunnets nytte av bedre miljø minus kostnadene, kan da regnes ut rett og slett ved å summere netto betalingsvillighet (individuell betalingsvillighet for miljøforbedringen minus den enkeltes del av kostnadene) for alle enkeltindivider. (Akkurat samme resultat får vi om vi i stedet summerer individuell betalingsvillighet for miljøforbedringen, og deretter trekker fra totale kostnader.)

I praksis er det svært vanskelig å anslå betalingsvilligheten for miljøgoder. Svarene som gis påvirkes ofte i stor grad av detaljer i spørsmålsformuleringen, det kan være vanskelig å vite hvordan respondentene har tolket betalingsvillighetsspørsmålet, og det kan også forkomme strategiske svar. I denne artikkelen ser vi helt bort fra disse problemene, og antar at både betalingsvillighet for miljøforbedringen og de totale kostnadene er kjent informasjon. I det følgende vil vi for enkelthets skyld anta at kostnadene deles likt på alle.³

Den enkle fremgangsmåten over, der nytteendringer måles i penger, er den som vanligvis benyttes i nytte-kostnadsanalyser. For at summen av netto betalingsvillighet skal kunne

2 Strengt tatt må en anta at *samfunnet* har lik nytte av at et hvilket som helst individ får en ekstra krone. I denne analysen vil vi forutsette at de som fatter beslutninger i samfunnet legger like stor vekt på marginale nytte-endringer for ethvert individ (utilitarisme). Med denne forutsetningen blir det ikke noe skille mellom lik individuell og samfunnsmessig nytte av penger. Forutsetningen om utilitarisme forenkler analysen, men er ikke nødvendig for resonnerementet.

3 Andre kostnadsfordelinger vil kunne endre resultatene. Se Medin (1999) og Brekke (1993).

tolkes som et mål på total nytteendring i samfunnet, må imidlertid alle ha den samme nytten av en ekstra krone (lik grensenytte av penger). Men hva hvis dette ikke holder? Hvis små inntektsendringer egentlig betyr lite for Hansen, men mye for Jensen, vil vi utilsiktet komme til å gi interesse til Hansen for stor vekt i analysen ved å bare summere betalingsvillighet. Et eksempel kan forklare dette: Anta, som i eksempelet over, at et prosjekt for å bedre luftkvaliteten vil gi økt skatt på 70 kr for begge, og at Hansens og Jensens betalingsvillighet for renere luft er på hhv. 100 og 50 kr, slik at deres netto betalingsvillighet er hhv. 30 kr og -20 kr. Anta videre at en ekstra krone vil gi Hansen og Jensen hhv. 1 og 2 nytte-enheter. Dette innebærer at prosjektet gir en netto gevinst på 30 nytte-enheter for Hansen, som ikke er spesielt opptatt av penger. Penger betyr imidlertid dobbelt så mye for Jensen; så for ham tilsvarer et tap på 20 kr et nyttetap på 40 nytte-enheter. Summen av disse nytteendringene er altså negativ. Hvis vi imidlertid (feilaktig) antar at begge har lik grensenytte av penger, og bruker summen av netto betalingsvillighet som mål på samfunnets nytte, vil vi konkludere med at prosjektet er samfunnsøkonomisk lønnsomt, fordi summen av betalingsvilligheten var positiv.

Det finnes ikke noen allment akseptert måte å sammenlikne nytteeffekten av marginale inntektsøkninger empirisk, og antakelsen om lik marginal nytte av penger kan derfor vanskelig bekreftes eller avvises. Imidlertid kan vi undersøke hvor følsomt anslaget for total netto nytte er for endringer i denne antakelsen. Vi kunne for eksempel bytte den ut med en tilsynelatende svært lik forutsetning; nemlig at alle har *lik nytte av en ekstra enhet av miljøgodet*. Under denne forutsetningen vil ulik betalingsvillighet utelukkende skyldes at penger betyr mye for noen, men mindre for andre. Med lik grensenytte av penger, derimot, måtte all forskjell i betalingsvillighet skyldes ulik nytte av miljøendringen. En antakelse om at alle har lik grensenytte av miljøet er like lite testbar som forutsetningen om lik grensenytte av penger, men det kan være interessant å se om dette får betydning for konklusjonene.

La oss nå definere et prosjekt som *samfunnsøkonomisk lønnsomt målt i miljøenheter* hvis summen av individuelle netto nytteeffekter, målt i miljøenheter, er positiv. Anta at prosjektet fra eksempelet over vil gi en forbedring av luftkvaliteten på 50 prosent. Vi kunne nå ha spurt Hansen og Jensen: "Hvor mye renere luft må du få for at du skal være villig til å betale 70 kroner?" Kall svaret på dette spørsmålet for individets *miljøkrav*. Hansen, som fikk en positiv nyttegevinst av prosjektet, oppgir et miljøkrav på 35 prosent. Differansen mellom faktisk miljøbedring (50 prosent) og miljøkravet (35 prosent) kan vi kalle hans *netto miljøgevinst*, og denne blir her på 15 prosent⁴. Dette tallet kan tolkes som et mål på hans netto nytteøkning. Jensen, som ikke synes bedringen i luftkvalitet forsvaret kostnaden på

70 kr, oppgir et miljøkrav på hele 70 prosent, og får dermed en negativ netto miljøgevinst, -20 prosent. Hvis begge faktisk har lik nytte av en ekstra enhet miljø, kan vi finne samfunnets totale netto nytteøkning rett og slett ved å summere netto miljøgevinster. Denne blir da $15 + (-20) = -5$. Når vi måler individuell nytte i miljøenheter, får vi altså som resultat at prosjektet *ikke* er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Hvis alle faktisk har lik grensenytte av penger, skal individuelle nytteeffekter måles i penger, og summering av disse pengeverdiene vil gi riktig svar. Hvis alle faktisk har lik grensenytte av miljø, skal miljø brukes som måleenhet når vi måler individuell nytte, og summering av netto miljøgevinst vil gi riktig svar. Men dersom vi antar at alle har lik grensenytte av penger, men dette *ikke* holder stikk, får de med høy betalingsvillighet for miljøgoder *for stor vekt* i analysen. Hvis vi antar at alle har lik grensenytte av miljø, men dette ikke faktisk er tilfellet, får de med *lav* betalingsvillighet for stor vekt i analysen. Sannheten ligger vel kanskje et sted imellom; men hvor vet vi ikke. Det er imidlertid klart at valg av metode har implikasjoner for hvilke gruppers interesser som tas mest hensyn til i analysen. Generelt vil det være slik at vi favoriserer interessene til en person mest hvis vi regner i en enhet han er *lite* opptatt av (se Brekke 1997).

De to metodene over gir ikke direkte sammenliknbare mål for total nytteendring, siden de måles i forskjellige enheter. Vi kan imidlertid sammenlikne dem ved å se på *hvor store kostnadene per person maksimalt kan være for at et tiltak skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt*.⁵ Valg av måleenhet vil i vår sammenheng korrespondere til valg av forutsetning om grensenytte, dvs. om en skal anta at grensenytten av penger eller grensenytten av miljøgodet er lik for alle. For at et tiltak skal gi akkurat null total netto nytteendring med penger som måleenhet (dvs. hvis alle har lik grensenytte av penger), må kostnadene per person være lik gjennomsnittlig betalingsvillighet for miljøforbedringen. Kall denne kostnaden per person for C^* . La oss videre bruke C^{**} som betegnelse på den kostnaden per person som gir akkurat null netto nytteendring for samfunnet når miljø brukes som måleenhet, dvs. når en antar at alle har lik grensenytte av miljø.⁶

For å sammenlikne hvor stor betydning dette valget har i praksis, skal vi i neste avsnitt studere hvor stor C^* er i forhold til C^{**} . Både C^* og C^{**} er målt i penger, og begge kan tolkes som anslag på total nytteendring i samfunnet, men under ulike forutsetninger om individenes grensenytte. Forholdstallet C^*/C^{**} vil vi kalle MAC-brøken (for Maximum Acceptable Cost). Hvis MAC-brøken er lik 1, spiller valget av måleenhet ingen rolle. Hvis den er større enn 1, vil vi kunne akseptere høyere kostnader per person hvis vi bruker penger som måleenhet enn om vi hadde målt nytteeffektene i miljøenheter. Når MAC-brøken er over 1 vil alt-

4 Netto miljøgevinst kan utledes fra informasjon om individuell betalingsvillighet, slik at en i praksis ikke behøver å stille nye spørsmål hvis en allerede har data for dette.

5 Se vedlegg for en formell framstilling.

6 Det kan vises (se vedlegg) at C^{**} er lik den inverse av gjennomsnittet av inners betalingsvillighet.

så et gitt prosjekt, med gitte kostnader per person, fremstå som mer lønnsomt hvis vi måler i penger enn hvis vi måler i miljø-enheter.

Generelt vil MAC-brøken alltid være større eller lik 1 når kostnadene fordeles likt på alle. Hvis kostnadene deles på andre måter, kan det være andre grupper som kommer henholdsvis godt og dårlig ut av prosjektet, og vi får andre interessekonflikter. Fordi betydningen av måleenheten er knyttet til ulik vektlegging av interesser kan dette gi andre verdier av MAC-brøken. Se Brekke (1993) og Medin (1999) for en nærmere omtale av dette.

Data og metode

Undersøkelsene som er brukt

Vi har brukt betalingsvillighetsdata fra syv verdsettingsstudier med til sammen 18 underutvalg; Bateman m.fl. (1995), Bateman og Langford (1997), Bateman m.fl. (1997), Loomis (1987), Magnussen m.fl. (1997), Navrud (1993) og Strand og Wahl (1997).⁷ I disse undersøkelsene ble samfunnets nytte av ulike miljøprosjekter anslått ved å spørre et utvalg av befolkningen om deres betalingsvillighet for prosjektene og deretter summere individuell betalingsvillighet. Vi har regnet om individuell betalingsvillighet til individuelle miljøkrav, og deretter beregnet MAC-brøken for hvert utvalg.⁸

Bateman m.fl. (1995) undersøkte verdien av å forhindre oversvømmelse av et våtmarksområde i Øst-England i Storbritannia (Norfolk Broads). Dette er den største av de undersøkelsene vi har brukt, med to underutvalg på hhv. 846 og 2 051 intervjuobjekter. Bateman og Langford (1997) undersøkte betalingsvilligheten for bevaring av rekreasjonstilbudet i Lynford Stag, et skogområde i Thetford i Øst-England. Bateman m.fl. (1997) anslo verdien av å opprettholde og bygge ut stranden i Caister, en kystlandsby i Øst-England.

Loomis (1987) er basert på en undersøkelse som ble gjennomført i 1985. Undersøkelsen målte betalingsvillighet for opprettholdelse av vannstanden i Mono Lake, en av Californias største innsjøer.

Vi har også brukt data fra flere norske undersøkelser. Magnussen m.fl. (1997) forsøkte å verdsette miljøkvalitetsforbedringer i to forurensede vassdrag; Gaustadvannet/Ånøyavassdraget i Melhus kommune (underutvalg M1 og M2) og Langenvassdraget i Ski kommune (underutvalg S1 og S2). Navrud (1993) målte betalingsvillighet for opprettholdelse av fiskebestanden i Audna, et vassdrag i kommunene Lindesnes og Audnedal i Vest-Agder, mens

Strand og Wahl (1997) målte betalingsvillighet for å forhindre reduksjon i Oslos kommunale grøntarealer.

Tolkning av null-bud

Ved beregninger av aggregert betalingsvillighet (i penger) vil noen få respondenter med uvanlig stor betalingsvillighet kunne ha meget stor innflytelse på resultatet. Ofte antar man at slike svar ikke reflekterer respondentens egentlige betalingsvillighet, men f.eks. er uttrykk for strategisk oppførsel eller en protestreaksjon på betalingsvillighetsspørsmålet. Disse respondentene blir derfor ofte fjernet fra datasettet ved tradisjonelle nytte-kostnadsanalyser.

Når MAC-brøkene og dermed miljøkravene skal beregnes, oppstår et lignende problem for de respondentene som oppgir null som sin maksimale betalingsvillighet (null-bud). En slik respondent er ikke villig til å betale noe overhodet for å få prosjektet gjennomført. Enhver minimal kostnad vil pålegge henne å betale vil derfor føre til at hun kommer dårligere ut etter prosjektet enn før. Tolkning av null-budet bokstavelig, dvs. at hver miljø-enhet faktisk er verdt null kroner for denne personen, må det omvendte også være riktig, dvs. hver krone må være verdt et uendelig antall miljø-enheter. Dersom en slik person må betale noe for prosjektet, vil hun derfor få en netto miljøgevinst (netto nyttegevinst målt i miljø-enheter) på minus uendelig.

Samfunnets netto nytteendring målt i miljøenheter blir dermed også et uendelig stort negativt tall, og det vil ikke eksistere noen akseptabel kostnad per person. Dersom en verdsettingsstudie inneholder minst ett null-bud, vil prosjektet aldri være samfunnsøkonomisk lønnsomt når miljø brukes som måleenhet på individuell nytte (!), gitt at prosjektet medfører en positiv kostnad, og MAC-brøken vil da ikke være definert. Dersom minst en respondents betalingsvillighet nærmer seg 0, vil MAC-brøken gå mot uendelig. Betydningen av valg av måleenhet blir derfor ekstremt stor.

En mulig tolkning av null-budene er imidlertid at de reflekterer en positiv, men svært lav betalingsvillighet. Vi har derfor beregnet MAC-brøken under 3 forskjellige (og noe tilfeldig valgte) forutsetninger om null-budene. Versjon 1 og 2 er beregnet under forutsetning av at null-byderne egentlig har lav, men positiv betalingsvillighet; hhv. 5 prosent (versjon 1) og 100 prosent (versjon 2) av det laveste strengt positive budet. I versjon 3 er alle null-budene fjernet fra datasettet, noe som er ekvivalent med å anta at null-budene egentlig skulle ha vært fordelt på samme måte som betalingsvilligheten i resten av utvalget. Som nevnt over går MAC-brøken mot uendelig når minst ett bud går mot null. Versjon 3 er dermed den mest moderate i vår

7 Se Medin, Nyborg og Bateman (1998) for beskrivelse av de forskjellige underutvalgene og drøfting av mulige metodiske problemer med å benytte data fra disse undersøkelsene.

8 Se vedlegg.

Tabell 1. MAC-brøker under forskjellige forutsetninger om null-budene. Lik kostnadsfordeling

Undersøkelse	n	Nullbud i prosent av n	MAC-brøken		
			Versjon 1	Versjon 2	Versjon 3
Bateman m.fl. (1995)					
Underutvalg 1	846	15	20 202	1 036	38
Underutvalg 2	2 051	15	22 434	1 129	11
Bateman og Langford (1997)					
Underutvalg 1	93	37	8 647	459	70
Underutvalg 2	90	63	378	20	6,7
Underutvalg 3	88	6,8	93	9,0	5,2
Underutvalg 4	80	16	5 894	350	83
Bateman m.fl. (1997)					
Underutvalg 1	143	18	11 598	687	169
Underutvalg 2	126	10	18 003	1 135	307
Loomis (1987)					
	78	17	82	6,3	3,2
Magnussen m.fl. (1997)					
Underutvalg M1	143	60	101	5,9	3,1
Underutvalg M2	139	59	34	2,4	2,1
Underutvalg S 1	139	47	97	5,9	2,9
Underutvalg S2	132	49	87	5,2	2,3
Navrud (1993)					
	161	32	806	42	4,2
Strand og Wahl (1997)					
Underutvalg 1	140	14	23	2,5	1,8
Underutvalg 2	140	13	30	2,8	1,8
Underutvalg 3	138	28	60	4,0	1,8
Underutvalg 4	145	21	69	4,9	2,3

n = utvalgsstørrelse

MAC-brøken = Maksimalt akseptable kostnader per person som gjør tiltaket samfunnsøkonomisk lønnsomt når individuell nytte måles i penger, delt på maksimalt akseptable kostnader per person som gjør tiltaket samfunnsøkonomisk lønnsomt når individuell nytte måles i enheter av miljøgodet.

Versjon 1 = Null-budene er satt lik 5 prosent av det laveste strengt positive budet i undersøkelsen

Versjon 2 = Null-budene er satt lik det laveste strengt positive budet i undersøkelsen

Versjon 3 = Null-budene er fjernet fra datasettet

sammenheng, siden vi her fjerner alle de laveste budene fra datasettet.⁹

Empiriske resultater

Hovedresultatene av våre beregninger er vist i tabell 1. Første kolonne viser utvalgsstørrelsen (etter at "vet ikke"-budene er fjernet, men før fjerning av null-budene). Andre kolonne viser null-budenes prosentvise andel av utvalget. Tredje til femte kolonne viser hhv. versjon 1, 2 og 3 av MAC-brøken i de forskjellige undersøkelsene.

Versjon 3 av MAC-brøken, der alle null-budene er fjernet fra datasettet, antar verdier fra ca. 2 (alle underutvalgene fra Strand og Wahl 1997, og underutvalg S 2 fra Magnussen m.fl. 1997) til 307 (Underutvalg 2 i Bateman m.fl. 1997). Selv den laveste av disse MAC-brøkene indikerer

altså at valg av måleenhet har stor betydning: En verdi på 2 forteller at den maksimalt akseptable kostnaden som gjør prosjektet samfunnsøkonomisk lønnsomt vil halveres dersom man bytter måleenhet fra penger til miljø. I utvalget med den høyeste MAC-brøken vil den maksimalt akseptable kostnaden per person reduseres med en faktor på hele 307 dersom vi forutsetter lik grensenytte av miljø i stedet for lik grensenytte av penger.

Versjon 1 og 2 av MAC-brøkene antar verdier som er betraktelig høyere enn versjon 3. I versjon 2 ligger MAC-brøkene på mellom 1 135 (underutvalg 2 fra Bateman m.fl. 1997) og 2,5 (underutvalg 1 fra Strand og Wahl 1997), mens de i versjon 1 ligger på mellom 22 434 (underutvalg 2 fra Bateman m.fl. 1995) og 23 (underutvalg 1 fra Strand og Wahl 1997). Resultatene bekrefter at MAC-brøken er svært sensitiv overfor hvordan vi tolker null-budene.

⁹ De som ikke svarer på spørsmålet om betalingsvillighet, eller svarer "vet ikke", blir ofte fjernet fra datasettet i verdsettelsesstudier, eller en antar at betalingsvilligheten deres er lik null. Den siste metoden benyttes gjerne for å ikke overestimere gjennomsnittlig betalingsvillighet (se f.eks. Navrud 1993 s. 22). Siden betalingsvilligheter nær null gir store utslag i problemstillingen som blir belyst her, har vi fjernet "vet ikke"-svar fra datasettet der dette har vært mulig. Dette er ekvivalent med å anta at disse respondentenes egentlige betalingsvillighet fordeler seg på samme måte som for resten av utvalget.

Tabell 2. Beregnede gjennomsnittskostnader og brutto nytteestimer fra fire ulike verdsettings-studier. Alle tall i norske kroner, bortsett fra resultater fra Loomis (1987), som er oppgitt i amerikanske dollar

	Kostnader		Brutto nytteestimer (kostnader ikke fratrukket)		
	C	Gjennomsnittlig betalingsvillighet	C** versjon 1	C** versjon 2	C** versjon 3
Loomis (1987)	0,16	4,8	0,06	0,77	1,8
Magnussen m.fl. (1997), utvalg S1	341 - 455	870	11	183	668
Magnussen m.fl. (1997), utvalg S2	341 - 455	1 030	10	179	759
Navrud (1993), beregning A	116	670	1	17	252
Navrud (1993), beregning B	201	2 186	3	57	824
Strand og Wahl (1997), utvalg 1	0,18 - 0,36	0,63	0,03	0,26	0,41
Strand og Wahl (1997), utvalg 2	0,18 - 0,36	0,81	0,03	0,31	0,55
Strand og Wahl (1997), utvalg 3	0,18 - 0,36	0,44	0,01	0,11	0,33
Strand og Wahl (1997), utvalg 4	0,18 - 0,36	0,66	0,01	0,13	0,35

C = månedlige (Loomis), årlige (Magnussen m.fl., Strand og Wahl) eller nåverdi av (Navrud) kostnader per husholdning (per person i Navruds data).

Gjennomsnittlig betalingsvillighet = månedlig (Loomis), årlig (Magnussen m.fl., Strand og Wahl) eller nåverdi (Navrud) av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning (per person i Navruds data).

C** versjon 1, 2 og 3 = maksimal akseptabel kostnad per husholdning (Navrud: per person) beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet (månedlig (Loomis), årlig (Magnussen m.fl., Strand og Wahl) eller nåverdi (Navrud)). Se fotnote tabell 1.

Annen kolonne viser at null-budene utgjør relativt store andeler av utvalgene.

En årsak til høye MAC-brøker kan være store forskjeller mellom de innrapporterte betalingsvillighetssvarene. MAC-brøkene fra Bateman m.fl. (1995), Bateman m.fl. (1997) og Bateman og Langford (1997) (underutvalg 1 og 4) er betraktelig høyere enn MAC-brøkene fra de andre undersøkelsene. I alle de tre nevnte undersøkelsene er det laveste strengt positive budet svært lite i forhold til det høyeste budet. I underutvalg 2 fra Bateman m.fl. (1995) var f.eks. det høyeste budet £ 2 500, mens det laveste strengt positive budet var £ 0,01 (en pence). Med disse dataene blir interessene til den som har høyest betalingsvillighet faktisk vektet 250 000 ganger mer enn interessene til personen med lavest betalingsvillighet når penger brukes som måleenhet, sammenliknet med situasjonen om miljø hadde blitt brukt som måleenhet. I underutvalg 1 fra Strand og Wahl (1997), som er et av utvalgene med de laveste MAC-brøkene, er forholdstallet mellom det høyeste og det laveste budet kun på 50. Stor forskjell på det høyeste og det laveste budet er en god indikasjon på høye MAC-brøker, selv om sammenhengen ikke er entydig.

Vi har også gjort beregninger der alle null-budene er tatt ut, og der vi i tillegg fjerner ett enkelt ekstremt (høyt eller lavt) bud. Stort sett endres MAC-brøken mer om vi fjerner det laveste strengt positive budet enn dersom vi fjerner det høyeste budet. I underutvalg 2 fra Bateman m.fl. (1995) ble MAC-brøken faktisk omtrent halvert ved at vi fjernet ett svært lavt bud, til tross for en utvalgsstørrelse på nærmere 2000 personer. Årsaken til at enkelte svært lave bud kan få så stor innflytelse på resultatet er den som ble diskutert i avsnittet over: Når et bud går mot null, går også C** mot null, og MAC-brøken går mot uendelig.

Samfunnsøkonomisk lønnsomhet

For at en skal kunne beregne den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et miljøprosjekt, må man i tillegg til betalingsvilligheten også kjenne kostnadene. Hvis vi antar at alle faktisk må betale den samme kostnaden C, vil kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet være $C < C^*$ dersom vi måler individuell nytte i penger, og $C < C^{**}$ dersom individuell nytte måles i miljø-enheter.

Av undersøkelsene vi har sett på er det fire som inneholder kostnadsanslag; Loomis (1987), Magnussen m.fl. (1997) (for underutvalg S1 og S2), Navrud (1993) og Strand og Wahl (1997). La oss derfor undersøke om konklusjonen vedrørende samfunnsøkonomisk lønnsomhet endres dersom vi endrer måleenhet. Ved beregning av C** trenger vi informasjon ikke bare om totale kostnader, men også om kostnadsfordelingen. For å forenkle beregningene antar vi her at kostnadene ved prosjektene ville ha blitt fordelt likt, slik at alle betaler det samme beløpet.¹⁰ På samme måte som for MAC-brøken har vi beregnet tre ulike versjoner av C**, den maksimale kostnaden per person som gjør prosjektet samfunnsøkonomisk lønnsomt hvis vi bruker miljø-enheter.¹¹

Ved å benytte den tradisjonelle metoden for å beregne samfunnets netto nytteendring ved prosjektet, dvs. ved å forutsette at alle har lik grensenytte av penger, ble alle prosjektene funnet samfunnsøkonomisk lønnsomme. Konklusjonen ble i de fleste tilfellene ikke endret ved å benytte den mest moderate versjonen av C** (versjon 3, dvs. den versjonen hvor alle null-bud er tatt ut). Brukes derimot den mest ekstreme versjonen (versjon 1), blir konklusjonen endret i alle studiene. For versjon 2 varierer resultatene fra utvalg til utvalg. I tabell 2 nedenfor har vi oppgitt de anslåtte kostnadene per husholdning eller person, estimatet for gjen-

10 Andre kostnadsfordelinger kunne gitt andre konklusjoner om prosjektene lønnsomhet.

11 I C** versjon 1 og 2 er alle null-bud antatt å tilsvare hhv. 5 og 100 prosent av det laveste strengt positive budet i utvalget, mens C** versjon 3 er beregnet ved å fjerne alle null-bud fra datasettet.

nomsnittlig betalingsvillighet, og de tre versjonene av det alternative nytteestimatet C^{**} fra hver av de fire CV-studiene.

For dataene fra Loomis (1987) er de alternative nytteestimatene større enn kostnader per husholdning i alle tilfeller, unntatt hvis vi benytter versjon 1 av C^{**} . Konklusjonen vedrørende dette prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet blir dermed endret kun dersom vi legger til grunn vår relativt sett mest ekstreme behandling av nullbudene.

Kostnadene for prosjektet studert i Magnussen m.fl. (1997) var usikre, men ble anslått å ligge mellom 341 og 455 kr per husholdning. Når vi måler individuell nytte i miljø-enheter vil prosjektet vil forbli lønnsomt hvis vi bruker versjon 3 av C^{**} , det vil si at nullbudene fjernes fra datasettet(). Hvis vi benytter versjon 1 og 2 av C^{**} , blir konklusjonen vedrørende samfunnsøkonomisk lønnsomhet derimot endret i begge underutvalgene.

I Navrud (1993) ble nåverdien av samfunnets nytteendring ved prosjektet beregnet under forskjellige forutsetninger om samfunnsmessige kalkulasjonsrenter, tidshorisont og anslag på relativ verdiøkning av miljøgodet. Til sammen ble det foretatt 12 nytte-kostnadsberegninger. Alle beregningsmåtene konkluderte med at prosjektet var samfunnsøkonomisk lønnsomt. I tabellen har vi oppgitt kostnadene per person, gjennomsnittlig betalingsvillighet, og versjon 1, 2 og 3 av C^{**} beregnet som nåverdier. Beregning A tilsvarer den beregningmåten i Navrud (1993) som gav lavest samfunnsmessig nåverdi av prosjektet, med en tidshorisont på 10 år, årlige kalkulasjonsrente på 7 prosent, og ingen relativ verdiøkning av miljøgodet. Beregning B tilsvarer den av Navruds beregningsalternativ som gav høyest netto nåverdi, med en kalkulasjonsrente på 5 prosent, tidshorisont på 30 år og relativ verdiøkning av miljøgodet på 2 prosent per år. Konklusjonen vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet blir ikke endret, verken i A eller B, dersom man benytter versjon 3 av C^{**} . Ved å benytte versjon 1 eller 2 av C^{**} , blir imidlertid nåverdien av per person-kostnadene større enn nåverdien av velferdsestimatene i både A og B, og prosjektet kan dermed ikke lenger ansees som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

I Strand og Wahl (1987) avhenger anslaget for faktiske kostnader (C) av om det brukes en kalkulasjonsrente på 7 prosent ($C = 0,35$) eller 3,5 prosent ($C = 0,18$). Konklusjonen vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet blir endret for alle undervalg og begge kalkulasjonsrenter dersom vi bruker versjon 1 av C^{**} . Ved å bruke versjon 2 av C^{**} blir konklusjonen endret for undervalg 3 og 4, mens svaret vil avhenge av kalkulasjonsrenten for de to andre utvalgene. For versjon 3 av C^{**} er prosjektet samfunnsøkonomisk lønnsomt for undervalg 1 og 2. For undervalg 3 og 4 er prosjektet lønnsomt dersom en ved beregning av kostnadene bruker en kalkulasjonsrente på 3,5 prosent, men ikke hvis kalkulasjonsrenten settes til 7 prosent.

Konklusjon

For å veie fordeler og ulemper ved offentlige prosjekter opp mot hverandre må en kunne sammenlikne nyttevirkinger for ulike personer. I økonomisk teori finner en lite veiledning til en slik oppgave. I nytte-kostnadsanalyser er det imidlertid vanlig praksis å anta at en krone fra eller til betyr like mye for alle. Hvis denne antakelsen er riktig, kan vi bruke summen av alle enkeltindividets netto betalingsvillighet, dvs. summen av individuell netto nytteendring målt i penger, som et mål på samfunnets nytte av miljøendringen.

I denne artikkelen har vi studert konsekvensene av å bytte ut antakelsen nevnt over med en annen, tilsynelatende ganske lik forutsetning, nemlig at litt mer *miljø* betyr like mye for alle. Under denne antakelsen kan vi måle samfunnets velferd som summen av alle enkeltindividets nytte, målt i enheter av *miljøgodet*. Disse to alternative forutsetningene vil innebære ulik vektlegging av bestemte gruppers interesser på en systematisk måte (Brekke, 1997): De som har høy betalingsvillighet for miljøgodet vil komme relativt sett best ut ved den første antakelsen, som korresponderer til vanlig praksis i nytte-kostnadsanalyser.

Vår analyse viser at anslagene for samfunnsmessige netto nyttevirkinger av et miljøprosjekt kan være meget følsomme for hvilken av disse antakelsene en velger. Resultatene er imidlertid svært avhengige av hvordan en behandler respondenter som oppgir at de ikke er villige til å betale noe overhodet for å oppnå en miljøendring. I verdsettelsesstudier er det som regel relativt mange slike respondenter, og dersom en tolker disse svarene bokstavelig, gir det svært ekstreme utslag på resultatene når en antar lik grensenytte av miljø.

Antakelig er forutsetningene om lik grensenytte av penger og om lik grensenytte av miljø begge urimelige. Poenget med denne analysen har da heller ikke vært å argumentere for at den ene eller andre antakelsen er den riktige. Vårt formål er snarere å påpeke at det å sammenlikne nytte mellom individer, slik dette gjøres i nytte-kostnadsanalyser, langt fra er en triviell sak. Valg av metode kan ha avgjørende konsekvenser for hvilke interessegrupper som blir tillagt størst vekt, og dermed innebære en utilsiktet favorisering av visse grupper framfor andre.

I anvendt nytte-kostnadsanalyse er det individuell betalingsvillighet som summeres. På bakgrunn av analysen over er det viktig å ha klart for seg at aggregert betalingsvillighet ikke er det samme som aggregert nytte. Vi vet simpelthen ikke om total netto betalingsvillighet er et rimelig mål på total nytte eller ikke. Økonomisk forskning er pr. i dag ikke i stand til å gi noe utfyllende svar på dette spørsmålet, og en god porsjon sunt skjønn vil derfor fortsatt være nødvendig for å kunne tolke resultatet av en nytte-kostnadsanalyse.

Referanser

Bateman, I. J., I. H. Langford, R. K. Turner, K. G. Willis og G. D. Garrod (1995): Elicitation and Truncation Effects on Contingent Valuation Studies, *Ecological Economics* **12** (2), 161-179.

Bateman, I. J. og I. H. Langford (1997): Budget-Constraint, Temporal and Question-Ordering Effects in Contingent Valuation Studies, *Environment and Planning* **29** (7), 1215-1228.

Bateman, I. J., I. H. Langford, A. L. McDonald og R. K. Turner (1997): Valuation of the Recreational Benefits of a Proposed Sea Defence Scheme at Caister, East Anglia: A Contingent Valuation Study, Report to Sir William Halcrow and Partners of Great Yarmouth Borough Council, School of Environmental Sciences, University of East Anglia.

Brekke, K. A. (1993): Does Cost-Benefit Analyses Favour Environmentalists? Discussion Paper 84, Oslo: Statistics Norway.

Brekke, K. A., (1997): The Numeraire Matters in Cost-Benefit Analysis, *Journal of Public Economics* **64**, 117-123.

Dréze, J. (1998): Distribution Matters in Cost-Benefit Analysis, *Journal of Public Economics* **70**, 485-488.

Johansson, P.-O., (1998): Does the Choice of Numeraire Matter in Cost-Benefit Analysis? *Journal of Public Economics* **70**, 489-493.

Kostnadsberegningssutvalget (1997): *Nytte-kostnadsanalyser. Prinsipper for lønnsomhetsberegninger i offentlig sektor*, NOU 1997:27, Oslo: Finansdepartementet.

Kostnadsberegningssutvalget (1998): *Nytte-kostnadsanalyser. Veiledning i bruk av lønnsomhetsberegninger i offentlig sektor*, NOU 1998:16, Oslo: Finansdepartementet.

Loomis, J., (1987): Balancing Public Trust Resources of Mono Lake and Los Angeles' Water Right: An Economic Approach, *Water Resources Research* **23** (8), 1449-1456.

Magnussen, K., E. Rymoene, O. Bergland. and J.L. Bratli (1997): *Miljømål for vannforekomstene*, SFT-rapport 97:36, Oslo: Statens forurensningstilsyn.

Medin, H., (1999): *Valg av måleenhet i verdsetting av miljøgoder: Empiriske eksempler*, Rapporter 99/9, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

Medin, H., K. Nyborg og I. Bateman (1998): The Assumption of Equal Marginal Utility of Income: How Much Does it Matter? Discussion Paper 241, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

Navrud, S., (1993): Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Audna, Utredning for Direktoratet for naturforvaltning nr. 1993-4.

Strand, J. (1985): Verdsetting av reduserte luftforurensninger fra biler i Norge, Memorandum nr. 1, Oslo: Sosialøkonomisk institutt, Universitetet i Oslo.

Strand, J. og T. S. Wahl (1997): *Verdsetting av kommunale friområder i Oslo*, SNF-rapport 82/97, Oslo.

Vedlegg

Matematisk fremstilling av måleenhetens betydning ved verdsetting av miljøgoder

Anta en konsument i med følgende nyttefunksjon, der E er et miljøgode og Y_i er konsumentens inntekt:

$$(A1) \quad U_i = u_i(E, Y_i)$$

Økningen i E som følge av prosjektet er marginal og lik dE . (For en drøfting av tilfellet med ikke-marginale prosjekter, se Medin m.fl., 1998). Kostnaden person i må betale som følge av prosjektet, C , er lik for alle. Individets nytteendring som følge av prosjektet blir da

$$(A2) \quad dU_i = u_{iE}dE - u_{iY}C$$

der u_{iE} og u_{iY} er grensenytten av hhv. miljøgodet og penger. Vi deler med grensenytten av penger, og får at nytteendringen er proporsjonal med netto betalingsvillighet:

$$(A3) \quad dU_i / u_{iY} = (u_{iE} / u_{iY})dE - C$$

der uttrykket i parentes er i 's marginale betalingsvillighet for miljøgodet. (A3) kan tolkes som et pengemål på konsumentens nytteendring.

Alternativt kan vi dele dU_i med grensenytten av miljø, og får da at nytteendringen er proporsjonal med netto miljøgevinst, dvs. den miljøforbedring konsumenten faktisk vil få (dE) minus kostnaden hun må betale (C) veid med konsumentens verdsetting av penger i forhold til miljø (u_{iY} / u_{iE}), den inverse av konsumentens marginale betalingsvillighet):

$$(A4) \quad dU_i / u_{iE} = dE - (u_{iY} / u_{iE})C$$

Dette kan betraktes som et mål på individets netto nytteendring, målt i miljø-enheter. Vi ser at dersom vi kjenner individets betalingsvillighet for en marginal enhet av miljøgodet (u_{iY} / u_{iE}), samt dE og C , kan vi beregne begge nyttemålene.

Anta nå for enkelthets skyld at vi ønsker å vektlegge alles interesser like mye, dvs. vi har en utilitaristisk velferdsfunksjon:

$$(A5) \quad W = \sum_{i=1}^n U_i$$

der W er samfunnets velferd. Vi skal nå beregne endringen i samfunnets velferd på grunn av prosjektet:

$$(A6) \quad dW = \sum_{i=1}^n dU_i = \sum_{i=1}^n (u_{iE}dE - u_{iY}C)$$

Vi har imidlertid ikke informasjon verken om u_{iY} eller u_{iE} . Hvis vi antar at alle har samme grensenytte av penger, dvs. $u_{iY} = u_Y$, kan vi imidlertid dividere med denne størrelsen på begge sider av likhetstegnet, og får da

$$(A7) \quad \frac{dW}{u_Y} = \sum_{i=1}^n [(u_{iE}/u_Y) dE - C]$$

Dette er aggregert netto betalingsvillighet, som tradisjonelt har vært brukt som velferdsmål i nytte-kostnadsanalyser, dvs. det mål på samfunnets velferdsendring vi får ved å summere individuell betalingsvillighet målt i kroner. Som vi ser forutsetter dette velferdsmålet at alle har lik grensenytte av penger.

Alternativt kan vi anta at alle har samme grensenytte av miljøgodet, dvs. $u_{iE} = u_E$, og dividere begge sider av (A6) med denne størrelsen. Da får vi

$$(A8) \quad \frac{dW}{u_E} = \sum_{i=1}^n [dE - (u_{iY}/u_E)C]$$

Dette er summen av individuelle netto miljøgevinster, og svarer til det vi får hvis vi summerer individenes verdsetting av prosjektet målt i miljø-enheter. Denne framgangsmåten forutsetter altså at alle har samme grensenytte av miljøgodet.

De to velferdsmålene vi har utledet er ikke direkte sammenliknbare, fordi de er målt i ulike enheter. Vi kan imidlertid sammenlikne dem indirekte, ved for hvert velferdsmål å beregne den høyeste kostnaden per person som kan aksepteres, gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt (Brekke 1997; Medin, Nyborg og Bateman 1998). Den kostnaden per person (C) som akkurat gir $dW/u_Y = 0$ kan vi kalle C^* . Fra likning A7 får vi da at

$$(A9) \quad C^* = \frac{1}{n} \left(\sum_{i=1}^n \frac{u_{iE}}{u_{iY}} \right) dE$$

Vi ser at C^* er lik gjennomsnittlig betalingsvillighet. Hvis kostnaden per person er større enn gjennomsnittlig betalingsvillighet vil prosjektet dermed ikke være lønnsomt når vi måler individuell nytte i kroner.

Den kostnaden per person som akkurat gir $dW/u_E = 0$ vil vi her kalle C^{**} . Vi får da fra likning A8 at

$$(A10) \quad C^{**} = \frac{n}{\left(\sum_{i=1}^n \frac{u_{iY}}{u_{iE}} \right)} dE$$

Som vi ser er C^{**} lik den inverse til gjennomsnittlig invers betalingsvillighet. Hvis kostnaden per person er høyere enn dette, vil prosjektet ikke være lønnsomt om vi måler individuell nytte i miljø-enheter.

Betydningen av valg av måleenhet kan analyseres ved hjelp av forholdet mellom C^* og C^{**} . Kall dette forholdstallet MAC-brøken (Maximum Acceptable Cost):

$$(A11) \quad \text{MAC-brøken} = \frac{C^*}{C^{**}} = \frac{1}{n^2} \left(\sum_{i=1}^n \frac{u_{iE}}{u_{iY}} \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n \frac{u_{iY}}{u_{iE}} \right)$$

Hvis $C^* > C^{**}$, blir MAC-brøken er større enn 1. Da vil vi kunne tillate høyere kostnader per person om vi måler individuell nytte i penger enn om vi bruker miljø som måleenhet under aggregeringen.