SKRIFTER
FRA
INSTITUT FOR ØKONOMI, SKOV OG LANDSKAB

SAMFUNDSVIDENSKABELIG SERIE **8**
2002

VELFÆRD OG ØKONOMI I RELATION TIL BIOLOGISK MANGFOLDIGHED OG NATURBESKYTTELSE

Udredning til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde med at frembringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse.

Alex Dubgaard
Mikkel F. Kallesøe
Mads L. Petersen
Camilla K. Damgaard
Emil H. Erichsen

SOCIAL SCIENCE SERIES

Papers from Department of Economics and Natural Resources
Royal Veterinary and Agricultural University, Denmark
Den Kongelige Veterinær og Landbohøjskole

Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse

af

Alex Dubgaard
Mikkel F. Kallesøe
Mads L. Petersen
Camilla K. Damgaard
Emil H. Erichsen

Institut for økonomi, skov og landskab
Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole
København

2002

FORORD

Udredningen er udført for Skov- og Naturstyrelsen som led i Wilhjelmudvalgets arbejde med at tilvejebringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Nærende tekst er en rettet og lettere opdateret version af en rapport med samme titel (afleveret til Skov- og Naturstyrelsen 20. maj 2001).

De fem forfatteres bidrag til rapporten fordeler sig i hovedsagen som følger. Alex Dubgaard har, med bidrag fra Mikkel Kallesøe og Mads Petersen, stået for den del af skrivningen, der omfatter det velfærdsøkonomiske teorigrundlag, som gennemgås i kap. 2-4. Mikkel Kallesøe og Mads Petersen har under Alex Dubgaards vejledning gennemført hovedparten af arbejdet med at undersøge og beskrive de internationale og nationale værdisætningsstudier i kap. 5, samt case-studierne for Skjernåprojektet og hedeplantager i Jylland i afs. 6.2-6.3. Camilla Damgaard og Emil Erichsen har stået for analysen af Drastrup-projektet i afs. 6.1 - med bidrag fra Mikkel Kallesøe og Mads Petersen hvad angår eksistensværdien af biodiversitet. Alex Dubgaard har stået for redigeringen af den samlede rapport.

Forfatterne takker Michael G. Arentsen & Elisabeth H. Frederiksen for nyttige bidrag til den økonomiske gennemgang af biodiversitetsbegrebet. Endvidere vil vi gerne takke Mikael Trier, Jens Abildtrup og Jørn Jensen for væsentlig kommentarer og forslag til tidligere udkast.

København, 25. oktober 2001.

1 INDLEDNING 7

2 VELFÆRDSØKONOMISK ANALYSE AF IKKE-MARKEDSGODER 9

2.1 MARKEDET KONTRA DEN POLITISK-ADMINISTRATIVE BESLUTNINGSPROCES 9
2.2 ØKONOMISK VÆRDISÆTNINGS ROLLE I MILJØPOLITIKKEN 11
2.3 VELFÆRDSØKONOMIENS GODE- OG VÆRDIBEGREB 14
2.4 MILJØMÆSSIGE VÆRDIKATEGORIER 15
2.5 VELFÆRDSØKONOMIENS ETISKE GRUNDLAG 17
2.6 VELFÆRDSBEGREBET 19
2.7 VELFÆRDSMÅL 19
2.7.1 Konsumentoverskud *19*
2.7.2 Producentoverskud/ressourcerente *20*
2.8 DISKONTERING 20
2.8.1 Den præskriptive tilgang *21*
2.8.2 Den deskriptive tilgang *22*
2.8.3 Valg af samfundsmæssig kalkulationsrentefod *22*
2.9 RISIKO OG USIKKERHED I VELFÆRDSØKONOMISK TEORI 23
2.10 KRITIK AF DET VELFÆRDSØKONOMISKE GRUNDLAGFOR VÆRDISÆTNING 24
2.10.1 Fordelingspolitisk kritik *25*
2.10.2 Leksikografiske præferencer *26*
2.10.3 Private kontra offentlige præferencer *26*
2.10.4 Økologisk økonomis kritik *27*
2.10.5 Kritisk naturkapital *29*
2.11 ALTERNATIVE PRIORITERINGSMETODER 30
2.11.1 Diskursbaserede metoder *30*
2.11.2 Multikriteriemetoder *30*
2.11.3 Registrering af præferencedannelse *32*

3 ØKONOMISK VÆRDI AF BIODIVERSITET 33

3.1 FUNKTIONSVÆRDIER 33
3.2 RESILIENS 34
3.3 INFORMATIONSYDELSER 34
3.4 EKSISTENS- OG SYMBOLVÆRDIER 34

4 VÆRDISÆTNINGSMETODER 36

4.1 VÆRDISÆTNING KONTRA PRISSÆTNING 36
4.2 PRISSÆTNINGSMETODER 37
4.3 VÆRDISÆTNINGSMETODER 38
4.3.1 Indirekte metoder *38*
4.3.2 Direkte metoder *39*
4.4 DEN BETINGEDE VÆRDISÆTNINGSMETODE 40
4.5 DEN BETINGEDE VÆRDISÆTNINGSMETODES PROBLEMER 42
4.5.1 Kognitive problemer *42*
4.5.2 Embedding *43*
4.5.3 Betalingsvilje kontra kompensationskrav *44*
4.5.4 Strategisk adfærd og warm glow *44*
4.5.5 Empiriske undersøgelser af den betingede værdisætningsmetodes pålidelighed *45*

4.6 METODEMÆSSIGE KRAV TIL BETINGEDE VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER 46
4.7 VALGHANDLINGSEKSPERIMENTER (CHOICE EXPERIMENTS) 47
4.8 BENEFIT TRANSFER METODER 48
4.8.1 Meta-analyse *49*

5 VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER AF BIODIVERSITET 50

5.1 VÅDOMRÅDER OG GRÆSAREALER 50
5.1.1 Pevensey Levels *50*
5.1.2 Miljøfølsomme områder I England *51*
5.2 SKOV/PLANTAGE 55
5.2.1 Betalingsvilje for øget biodiversitet i nåletræplantager i Storbritannien *55*
5.2.2 Danskernes præferencer for skovkarakteristika *56*
5.2.3 Betalingsvilje for biodiversitet i norske skove *58*
5.3 SKOVREJSNING I ENGLAND 59
5.3.1 Befolkningens betalingsvilje og landmændenes kompensationskrav *59*

6 VELFÆRDSØKONOMISKE ANALYSER AF DANSKE NATURPROJEKTER 61

6.1 COST-BENEFIT ANALYSE AF DRASTRUP-PROJEKTET 61
6.1.1 Baggrund *61*
6.1.2 Grundvand *62*
6.1.3 Rekreative værdi *62*
6.1.4 Eksistensværdi *65*
6.1.5 CO_2-binding *65*
6.1.6 Tabt jordrente i landbruget *66*
6.1.7 Jordrente fra vedvarende græs *66*
6.1.8 Jordrente i skovbruget *66*
6.1.9 Konklusion *66*
6.2 COST-BENEFIT ANALYSE AF SKJERNÅPROJEKTET 67
6.2.1 Cost-benefit analysens forudsætninger *67*
6.2.2 Tidshorisont *68*
6.2.3 Kalkulationsrente *68*
6.2.4 Beregningspriser *68*
6.2.5 Afgrænsning af samfundet *68*
6.2.6 Værdisætning af benefits *69*
6.2.7 Værdien af forbedret Jagt *69*
6.2.8 Værdien af forbedret lystfiskeri *69*
6.2.9 Værdi af adgang til friluftsliv *71*
6.2.10 Eksistensværdi af biodiversitetsforøgelse *71*
6.2.11 Reduktion i næringsstoffer og okker *71*
6.2.12 Ophør med organisk forurening fra dambrug *72*
6.2.13 Værdi af græsning *73*
6.2.14 Værdi af bedre arrondering *73*
6.2.15 Afkast af tagrørsproduktion *73*
6.2.16 Reduceret oversvømmelsesrisiko *73*
6.2.17 Grundvandsbeskyttelse *73*
6.2.18 Klimaeffekter *73*
6.2.19 Værdisætning af omkostninger *74*
6.2.20 Jordrenteberegning for Skjernåprojektet *74*

6.3 VÆRDI AF ÆNDRET TRÆARTSSAMMENSÆTNING I JYSKE HEDEPLANTAGER 76
6.3.1 Opgørelse af eksistensværdi *76*
6.3.2 Opgørelse af brugsværdi *77*
6.4 ANALYSER AF DANSKE NATURPROJEKTER -SAMMENFATNING 78
7 SAMMENFATNING OG KONKLUSION 80
LITTERATURHENVISNINGER 82

1 INDLEDNING

Miljøværdier som ren luft, rent grundvand, adgang til friluftsliv m.m. er enten offentlige goder eller samfundsmæssige fællesgoder, der kan eller ikke ønskes fordelt ved hjælp af prismekanismen. Borgerne i samfundet har derfor ikke mulighed for at bestemme "udbuddet" af sådanne goder gennem deres frie forbrugsvalg. Mængden og kvaliteten af ikke-markedsgoder styres gennem politiske beslutninger. Formålet med økonomisk værdisætning er at levere information til den politiske og administrative beslutningsproces om (styrken af) borgernes *individuelle* præferencer for miljøgoder m.m. – målt som (hypotetisk) betalingsvilje for varierende mængde/kvalitet af disse goder. Det er dermed en grundlæggende antagelse, at individuel betalingsvilje er relevant for de afvejninger, der indgår i politiske og administrative beslutninger om bevarelse/frembringelse af miljøgoder.

Økonomisk værdisætning af miljøgoder er blevet praktiseret siden 1950'erne. Gennem de sidste to årtier har der været en omfattende metodeudvikling på dette område, og der er efterhånden gennemført en lang række empiriske undersøgelser. USA er førende på området, og her indgår økonomisk værdisætning direkte i den miljøpolitiske beslutningsproces. Også i en række europæiske lande som UK, Holland, Norge og Sverige arbejdes der i betydeligt omfang med økonomisk værdisætning. Hidtil har værdisætning af miljøgoder ikke spillet nogen større rolle for tilrettelæggelsen af Danmarks miljøpolitik. Der kan dog spores en voksende interesse for området fra forskellige myndigheders side. Fx besluttede Bicheludvalget[1], der for 1-2 år siden vurderede den danske pesticidpolitik, at der skulle foretages undersøgelser af mulighederne for at opgøre den økonomiske værdi af de miljøforbedringer, som et pesticidstop ville give anledning til. Flere styrelser under Miljø- og Energiministeriet har undersøgt perspektiverne i at inddrage økonomisk værdisætning i planlægnings- og politikevalueringsprocessen (se Møller et al., 2000). Senest har Finansministeriet anbefalet, at der arbejdes med mulighederne for: "… fastlæggelse af priser, der kan føre til en belysning af den økonomiske værdi af de fysiske konsekvenser/resultater [af den førte miljøpolitik]." (Finansministeriet, 2001).

Nærværende udredning er udført som led i Wilhjelmudvalgets arbejde med at tilvejebringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark. Udredningens formål er, at:

- Belyse det velfærdsøkonomiske teorigrundlag for værdisætning af biologisk mangfoldighed

- Gennemgå den internationale litteratur og de empiriske resultater af internationale og nationale værdisætningsstudier vedr. biologisk mangfoldighed

- Undersøge mulighederne for at kvantificere den økonomiske værdi af danske projekter til bevarelse/forøgelse af den biologiske mangfoldighed gennem overførsel af værdisætningsestimater (*benefit transfer*) fra værdisætningsundersøgelser i sammenlignelige lande.

I kap. 2-4 gennemgås det teoretiske grundlag for økonomisk værdisætning, herunder de forskellige metoders begrænsninger og de videnskabelige og filosofiske kontroverser som anvendelsen af økonomiske værdisætningsmetoder har givet anledning til. Kap. 5 gennemgår en række internationale værdisætningsstudier af biologisk mangfoldighed, der kan betragtes som relevante fra en dansk synsvinkel. Direkte værdisætningsundersøgelser ligger uden for de økonomiske og tidsmæssige rammer

[1] Nedsat i 1997 af miljø- og energiministeren til at vurdere de samlede konsekvenser af en hel eller delvis afvikling af pesticidanvendelsen (se Bichel-udvalget: Rapport fra hovedudvalget, København, 1999)

for nærværende udredning. Men ved overførsel af værdisætningsestimater fra britiske værdisætnings-undersøgelser gennemregnes en række eksempler til illustration af den økonomiske værdi af danske naturprojekter. Det drejer sig om følgende tre cases:

1. Drastrup-projektet: Skovrejsning og naturgenopretning med det primære formål er at sikre rent grundvand og flere rekreative muligheder til Ålborg kommunes borgere. Ud over disse miljømæssige brugsværdier giver projektet øget biodiversitet i området.
2. Skjern Å-projektet: Formålet er at genskabe et stort sammenhængende naturområde i Skjernådalen, som både vil give øget biodiversitet, bedre rekreative muligheder og en række renseeffekter.
3. Ændret træartssammensætning i danske nåletræplantager. Værdisætning af biodiversitetsydelse og rekreativ værdi ved overførsel af benefitestimater fra undersøgelser i UK og Danmark.

Case 1 & 2 er er allerede gennemførte el. igangværende naturprojekter, mens case 3 er opstillet som et tænkt eksempel for at illustrere de forventede benefits, som en ekstensivering/diversificering af skovdriften i hedeplantagerne kunne medføre.

2 VELFÆRDSØKONOMISK ANALYSE AF IKKE-MARKEDSGODER

Inden for økonomisk teori er der en lang tradition for analyse af ikke-markedsomsatte goders værdi og tilvejebringelse. Tilbage i midten af det 19. århundrede påpegede den franske ingeniør og økonom Jules Dupuit, at en samfundsmæssig investering i infrastruktur, fx en bro, ikke behøver at give overskud i privatøkonomisk forstand for at være samfundsmæssigt fordelagtig. Med andre ord, for samfundet kan det være rationelt at acceptere et underskud i regnskabsmæssig forstand, selvom det måske rent teknisk ville være muligt at opkræve betaling, som kunne sikre et driftsoverskud. Det betyder imidlertid ikke, at politiske beslutninger om at frembringe offentlige gratis-ydelser ligger uden for den økonomiske analyses domæne. At producere ydelser kræver ressourcer i form af arbejdskraft og kapital m.m. Mængden af disse ressourcer er begrænset, og da de generelt har alternative anvendelser, repræsenterer forbrug af arbejdskraft, kapital og andre knappe ressourcer en omkostning i samfundsmæssig forstand.

Den økonomiske teori, der benyttes til analyse af samfundets ressourceallokering, betegnes som *neoklassiske velfærdsøkonomi*. Neoklassisk økonomi er den generelle betegnelse for hovedstrømningen inden for den markedsorienterede økonomiske teori siden slutningen af attenhundredetallet. De centrale antagelser er, at det enkelte individ/forbruger bedst selv kan afgøre, hvad der er godt for den pågældende - deraf begrebet forbrugersuverænitet - samt at fuldkomne markeder kan sikre den bedst mulige anvendelse af samfundets ressourcer. Markedets effektivitet tilskrives det forhold, at prismekanismen både giver producenterne incitamenter til at minimere omkostningerne i produktionen og til at tilfredsstille forbrugernes præferencer ved at producere de goder, som efterspørges. Man taler i den forbindelse om, at effektive markeder kan sikre en efficient ressourceallokering i både produktion og forbrug.

Begrebet *velfærdsøkonomi* relaterer sig ikke til det socialpolitiske begreb velfærdsstaten, men til kriterier for optimal ressourceanvendelse. Der er tale om en *normativ* økonomisk teori, som opstiller kriterier for, hvordan samfundets knappe ressourcer *bør* anvendes ud fra en given værdinorm - uanset om der er tale om produktion af markedsgoder eller frembringelse af offentlige goder, herunder miljøydelser. Den etiske værdinorm (det gode) er opnåelse af størst mulig samfundsmæssig velfærd. Moderne velfærdsøkonomi afviser normalt at forholde sig til spørgsmål om indkomst- og formuefordelingen i samfundet. Hvem, der har ret til hvad, betragtes som et politisk spørgsmål, der må besvares uden for den økonomiske teoris gebet (de etiske og fordelingsmæssige antagelser diskuteres nærmere i afs. 2.5).

2.1 Markedet kontra den politisk-administrative beslutningsproces

Markedet er ikke det eneste allokeringsinstrument, samfundet har til rådighed. Principielt kan en efficient ressourceallokering opnås gennem politisk og administrativ styring, hvor virksomhederne får mere eller mindre detaljerede anvisninger på, hvad og hvordan de skal producere - ud fra de politiske beslutningstageres opfattelse af hvad det er i befolkningens/samfundets interesse at producere. Men efficient centralstyring af produktionen kræver enorme mængder information om produktionsmuligheder og forbrugernes præferencer, hvis det da er opfyldelse af individuelle præferencer, der er målsætningen. De historiske erfaringer med centralstyring af økonomien har været udpræget dårlige, og den politiske diskussion om planøkonomi kontra markedsøkonomi er stort set ophørt, når det gælder produktionen af almindelige forbrugs- og kapitalgoder. Ideen om markedets fortrin har imidlertid også påvirket diskussionen om, hvordan man mest hensigtsmæssigt organiserer produktionen af en række ydelser, der traditionelt er blevet produceret af offentlige virksomheder eller institutioner og stillet gratis til rådighed for befolkningen. I det meste af den vestlige verden er der

gennem det sidste par årtier gennemført omfattende privatiseringer inden for transport, kommunikation, elforsyning o.l.

Den voksende tilslutning til ideen om, at markedet er direkte styring overlegen, skyldes formentlig ikke alene planøkonomiernes fiasko. Siden 1970'er der inden for økonomi og politologi udviklet teorier, der stiller spørgsmål ved de politiske institutioners effektivitet mht. at sikre almenhedens interesser i forbindelse med offentlig ressourceforvaltning. Det drejer sig bl.a. om *public choice teorier* (Buchanan et al. 1980), og det der betegnes som *informationsøkonomi* og *nyere reguleringsteori* (se fx Laffont & Tirole, 1993). Det er væsentligt at slå fast, at denne kritik ikke stiller spørgsmål ved demokratiet som styreform. Diskussionen går på, hvordan de politiske og administrative institutioner fungerer på *detailplanet*. Det vil først og fremmest sige, om den ressourceallokering, der finder sted gennem den politiske og administrative beslutningsproces, afspejler befolkningens interesser - eller snarere tilgodeser de involverede aktørers interesser. Public choice retningen opererer med en *rent seeking* teori, som hævder, at agenterne i den politiske og administrative beslutningsproces (dvs. politiske partier, offentligt ansatte, interesseorganisationer, større private virksomheder osv.) forfølger gruppe- eller egeninteresser, snarere end overordnede samfundsinteresser (Buchanan et al., 1980). Fx vil offentligt ansatte – ifølge denne teori - arbejde for vækst inden for deres eget område og så lave produktivitetskrav som muligt, mens de ansatte i interesseorganisationer og folkelige bevægelser m.v. vil forsøge at få så mange offentlige midler som muligt kanaliseret over til deres interesseområder – af hensyn til egne job- og karrieremuligheder. Rent seeking er altså en teori, der hævder, at alle agenter i samfundet optræder på linje med den profitmaksimerende kapitalist i bestræbelserne på at tilgodese egne interesser. Men der er en afgørende forskel på virksomhedernes muligheder sammenlignet med de ikke-markedsregulerede agenters. På velfungerende markeder stiller konkurrencen effektivitetskrav og sætter grænser for profitten og andre former for (overnormal) faktoraflønning. I den offentlige sektor og på den politiske scene er der ikke indbygget en tilsvarende, *automatisk* effektivitetssikrende mekanisme.

I princippet burde de folkevalgte politikere kunne sikre, at administrative processer og offentlig produktion fungerer efter samfundsmæssige efficienskriterier. Her spiller begreber fra *informationsøkonomi*, som *principal-agent teori* og *asymmetrisk information*, en central rolle. Principal-agent teorien beskæftiger sig med relationerne mellem de overordnede ledelses- og styringsniveauer (principalen) og de underordnede niveauer (agenterne) i diverse organisationer og administrative strukturer. Anvendt på en politisk-administrativ sammenhæng vil principalen være regeringen og Folketinget, der (med assistance fra bl.a. Finansministeriet) søger at allokere statens ressourcer så effektivt som muligt mellem forskellige anvendelsesområder. Agenterne vil i dette perspektiv være ressortministerier, styrelser osv., der (med assistance fra diverse interesseorganisationer) forsøger at tiltrække så store ressourcer til deres egne ressortområder som muligt. Det er her problemet med *asymmetrisk information* får betydning. Agenterne har typisk en væsentlig mere detaljeret information om behov, omkostninger, effektiviseringsmuligheder osv. inden for deres ressortområder end principalen. Det er imidlertid ikke i agenternes interesse i at give principalen et korrekt billede af de faktiske forhold, såfremt det vil føre til en reduceret ressourcetildeling. Ressourceallokering i offentligt regi vil derfor typisk være mindre efficient fra en samfundsmæssig synsvinkel, end ressourceallokeringen på velfungerende markeder, hvor konkurrencen tvinger producenterne til at omkostningsminimere og til at imødekomme forbrugernes præferencer. Ifølge public choice teorier m.v. kan borgerne i samfundet derfor opnå større indflydelse på ressourceallokering via markedsmekanismen end gennem det politiske system.

Vi hævder ikke, at public choice teori m.m. giver en dækkende beskrivelse af det politisk-administrative systems funktionsmåde. Men den udbredte interesse for privatisering og mere markedsorienterede styringssystemer i det offentlige skal formentlig ses som udtryk for en vis skepsis mht. det politiske systems muligheder for at sikre allokeringsmæssig efficiens i den offentlige ressourceforvaltning. Når det drejer sig om at sikre borgernes interesser på det plan, betragtes markedsmekanismen åbenbart som et mere effektivt instrument end nok så omfattende politiske kontrolbestræbelser. Erfaringerne har dog vist, at privatisering og markedsstyring ikke altid giver større effektivitet. Fx har privatiseringen af de engelske jernbaner givet så store problemer at udviklingen nu går i retning af en renationalisering.

Markedsmekanismens effektivitet afhænger naturligvis af, om der kan skabes velfungerende markeder for de offentlige ydelser og aktiviteter, det drejer sig om. En række goder som militært forsvar og retsbeskyttelse m.m. er det ikke muligt at omsætte på en marked. Der er tale om det, man i økonomisk terminologi betegner som rene *offentlige goder*. Offentlige goder kan ikke gøres markedsomsættelige, da det er umuligt at udelukke ikke-betalende fra forbrug. En række miljøgoder har samme karakter. Fx må den luft, vi indånder, og glæden ved bevidstheden om naturens mangfoldighed betegnes som rene offentlige goder. Andre typer miljøgoder som adgang til rekreative områder kunne gøres markedsomsættelige, hvis man politisk besluttede at ophæve retten til fri adgang. Men som allerede nævnt er det ikke altid velfærdsøkonomisk efficient at kræve betaling for adgang til et gode, selvom det er teknisk muligt at etablere et marked. Fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel ville betaling for adgang til rekreative områder som regel være inefficient. Det skyldes, at de marginale omkostninger ved rekreativ anvendelse af skove m.m. typisk er tæt på nul – sådan som det også er tilfældet for veje, broer o.l. Velfærdsøkonomisk teori siger, at prisen for adgang til sådanne goder (som hovedregel) bør være nul, hvad den jo også er for de fleste veje og broer her i landet. At indføre brugerbetaling for adgang til rekreative områder ville medføre et velfærdstab for samfundet, idet brugen ville blive reduceret, uden at det ville give nævneværdige omkostningsbesparelser.

Velfærdsøkonomien hævder altså ikke, at markedsomsætning kan løse ethvert allokeringsproblemet. Offentlige goder kan ikke omsættes på et marked, og for visse goder, hvor markedsomsætning er mulig, vil en markedsløsning som nævnt være inefficient. For disse kategorier af goder tilbyder økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse teknikker til efficienskontrol af de politiske og administrative allokeringsbeslutninger.

2.2 Økonomisk værdisætnings rolle i miljøpolitikken

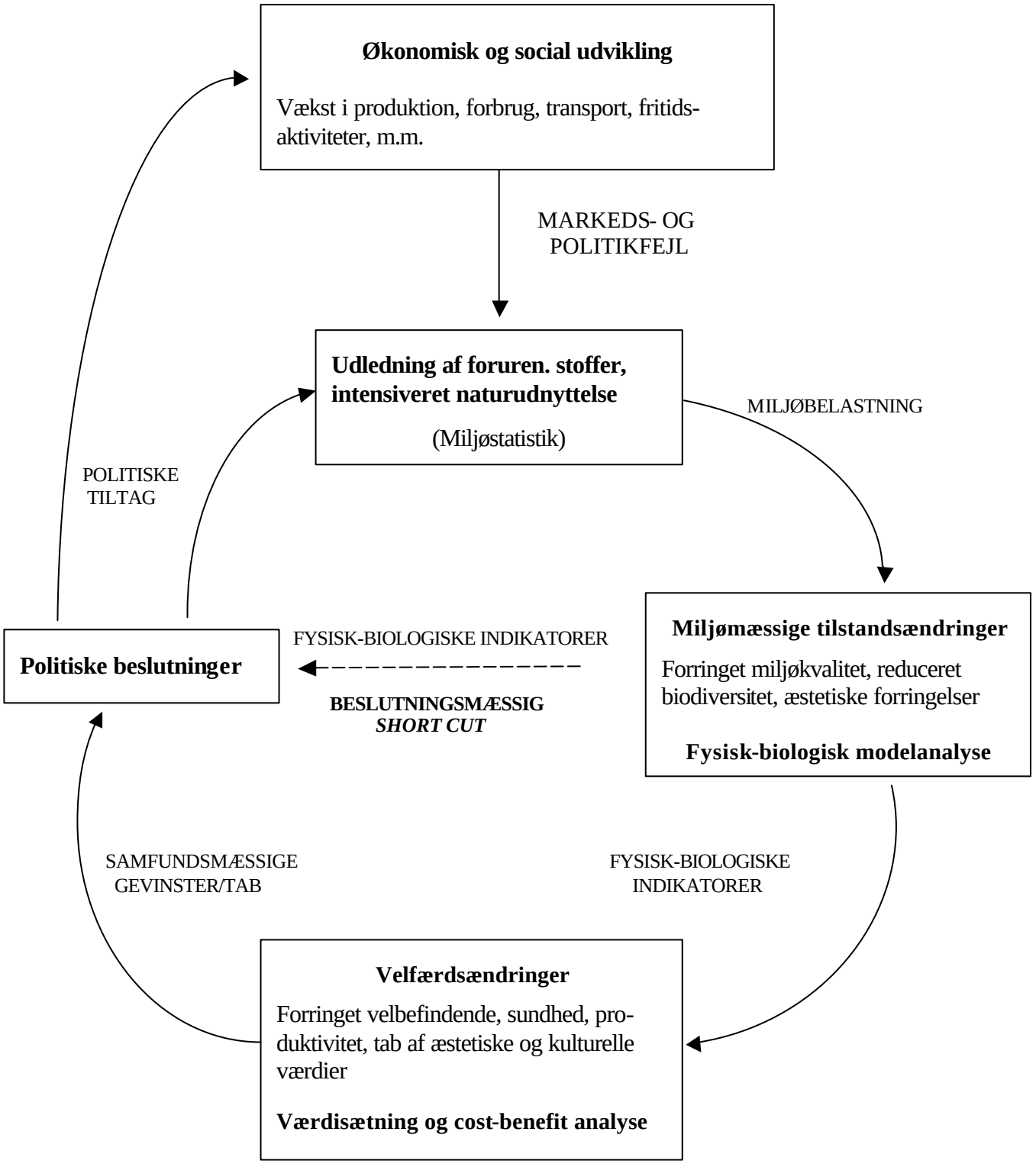
I løbet af det tyvende århundredes første halvdel blev der udviklet økonomiske metoder til konkret vurdering af offentlige investeringsprojekters fordelagtighed for samfundet. Disse metoder betegnes i dag som c*ost-benefit analyse*. Anvendelsen af cost-benefit analyse var indtil for 2-3 årtier siden forbeholdt udgiftskrævende politiske tiltag, først og fremmest større infrastrukturinvesteringer. Omkostningerne kunne man som regel opgøre på grundlag af (korrigerede) markedspriser på de ressourcer, der medgik til anlæg og drift. Benefit-siden bestod for det meste i tidsbesparelser og reducerede transportomkostninger, der også ret let kunne værdisættes ud fra markedspriser. Tab af miljøgoder var der indtil for nylig ikke tradition for at indregne, i det mindste ikke i økonomiske størrelser, som gør det muligt at sammenholde miljøomkostningerne med de beregnede benefits. Med den manglende monetarisering af miljøværdier er der risiko for, at beslutningstagerne betragter miljøgoder som gratis i samfundsmæssig forstand – en økonomisk fejlslutning af samme karakter som en forestilling om, at offentlige investeringer skal give kasseoverskud for at være samfundsmæssigt rentable.

Den stigende opmærksomhed på miljøspørgsmål har i løbet af de sidste 3-4 årtier ført til udvikling af analysemetoder til økonomisk værdisætning af ikke-markedsomsatte goder. Metoderne er især blevet anvendt til monetarisering af miljøgoders værdi, så miljøhensyn kan indgå i samfundsmæssig projektvurdering (cost-benefit analyser) på linje med markedsgoder. Velfærdsøkonomisk teori forudsætter som nævnt, at effektive markeder allokerer knappe ressourcer i overensstemmelse med forbrugernes præferencer. Formålet med økonomisk værdisætning af miljøgoder er at frembringe et beslutningsgrundlag, som gør det muligt - også på miljøområdet – at allokere samfundets ressourcer i overensstemmelse med befolkningens *individuelle præferencer*. Denne opfattelse af velfærdsøkonomiens rolle i den miljøpolitiske beslutningsproces er skitseret i Figur 1.

Figur 1 er inspireret af OECDs miljøøkonomiske analyseramme (*Pressure-State-Response*), der illustrerer de overordnede sammenhænge mellem den økonomiske aktivitet i samfundet (pressure), de afledte miljøeffekter (state) og de politiske beslutninger (response), som miljøproblemerne giver anledning til (se OECD, 1997). Den økonomiske aktivitet medfører udledning af forurenende stoffer (i forbindelse med både produktion og forbrug), og der er sket en intensivering af arealanvendelsen i forbindelse med landbrug, ændret bosætningsmønster, udbygning af infrastruktur og fritidsaktiviteter m.v. Disse belastningsfaktorer påvirker miljøtilstanden i form af forringet luft- og vandkvalitet, tab af biodiversitet og æstetiske værdier m.m. Sammenhængen mellem miljøbelastning og ændring i miljøtilstanden kan beskrives ved anvendelse af fysisk-biologiske modeller, der principielt er i stand til at vise, hvor meget miljøbelastningen skal begrænses for at sikre en given miljøkvalitet.

Som regel træffes miljøpolitiske beslutninger på grundlag af sådanne fysisk-biologiske analyser - suppleret – evt. med skøn over de samfundsmæssige omkostninger som diverse miljøindgreb og foranstaltninger vil medføre. Dette er ifølge velfærdsøkonomisk tankegang et politisk *short-cut*. Naturvidenskaben kan levere oplysninger om effekten af menneskelige aktiviteter på luft, vand økosystemer osv. Men naturvidenskabelige resultater fortæller ikke, hvordan man bør afveje miljømæssige benefits over for andre goder. Selvom miljøpolitikkens omkostninger (som regel) inddrages i beslutningsprocessen, er der ikke noget økonomisk mål for værdien af de miljøforbedringer, som indsatsen giver anledning til. Så det, man sammenligner, er inkommensurable størrelser, dvs. fysisk-biologiske variable på den ene side og økonomiske størrelser opgjort i monetære enheder på den anden. Man kan derfor ikke afgøre, om man samfundsmæssigt ville have været bedre stillet ved en større eller en mindre ressourceindsats på miljøområdet.

De miljømæssige tilstandsændringer, som forurening m.v. giver anledning til, er økonomisk relevante, fordi de påvirker velfærden i samfundet. Det sker indirekte gennem påvirkning af omkostningerne i produktionen, og direkte i form af bl.a. ændringer i sundhedstilstand, velbefindende og mulighederne for æstetiske og kulturelle oplevelser. Økonomisk værdisætning måler disse velfærdseffekter i monetære enheder (metoderne er nærmere beskrevet i kapitel 3). Herefter er det muligt at gennemføre en cost-benefit analyse, der viser om et givet projekt vil øge den samfundsmæssige velfærd. Er de samlede benefits større end de samlede omkostninger, bør projektet gennemføres – ellers ikke.



Figur 1. Den velfærdsøkonomiske analyses rolle i den politiske proces

Økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse giver altså i princippet svar på, hvad der samfundsmæssigt kan "betale sig". De anvendte metoder hviler imidlertid på etiske og politiske forudsætninger, der langt fra er ukontroversielle. Et afgørende spørgsmål er, i hvilket omfang det er etisk acceptabelt at reducere miljøets mange forskellige funktioner og facetter til monetære enheders endimensionale værdimål. Vi vil i det følgende se nærmere på de værdikategorier og etiske antagelser, som velfærdsøkonomien opererer med i relation til natur- og miljøværdier.

2.3 Velfærdsøkonomiens gode- og værdibegreb

"Miljøøkonomi kan måske bruges i et vist omfang, men ikke til at opgøre naturens absolutte værdier" udtalte Friluftsrådets direktør, Jan Eriksen, på Wilhjelmudvalgets konference i januar 2001. Uden at have drøftet den præcise fortolkning af udsagnet med Jan Eriksen, vil vi hævde, at udsagnet om, at man ikke kan opgøre naturens absolutte værdier er i god overensstemmelse med den velfærdsøkonomiske opfattelse af værdi og økonomisk værdisætning. Naturen er en forudsætning for den menneskelige eksistens, som vi kender den. Naturens *absolutte* værdi er dermed uendelig stor. Derfor giver det kun mening at værdisætte *marginale* ændringer i natur- eller miljøkvaliteten. Hvad, der kan betragtes som marginale ændringer, afhænger bl.a. af fysisk-biologiske antagelser om naturens tålegrænser og etisk bestemte opfattelser af, hvad mennesket kan tillade sig i relation til naturen. Vi vil komme nærmere ind på disse spørgsmål i afsnittene om kritikken af økonomisk værdisætning.

I velfærdsøkonomisk forstand bunder værdi i *individuelle* præferencer for diverse goder, markedsomsatte såvel som ikke-markedsomsatte, og viljen til at substituere mellem disse (se fx Freeman, 1993). Man måler værdien af en enhed af et givet gode som den mængde af et andet (universelt) gode, individet er parat til at opgive til gengæld for en (ekstra) enhed af det betragtede gode. Det universelle gode, der benyttes som værdimåler, er som regel penge. Det skyldes ikke, at penge har værdi i sig selv, men at penge som generelt transaktionsmiddel er en måleenhed for værdien af de mange forskellige reale goder, der indgår i forbruget.[2] Formålet med økonomisk værdisætning er derfor heller ikke at tildele alle goder, der i dag er gratis, en pris, som folk skal betale.

Velfærdsøkonomisk teori skelner mellem *frie* goder og *knappe* goder. Frie goder er ressourcer, der findes i en sådan overflod, at vi ikke har nogen grund til at økonomisere med dem. De er derfor *gratis* i samfundsmæssig forstand. I Canadas vidtstrakte ødemarker er ren luft og rent vand frie/gratis goder. Det gælder imidlertid ikke i tætbefolkede områder, hvor atmosfæren og vandmiljøet også bruges til bortskaffelse af en betydelig mængde affaldsstoffer. At sikre mennesker ren luft og rent vand her koster knappe ressourcer med alternative anvendelser - enten direkte i form af renseforanstaltninger eller indirekte i form af alternativomkostninger ved begrænsning af den økonomiske aktivitet. At den luft, vi indånder, ikke er et markedsomsat gode, er uden betydning for ovenstående ræsonnement. Det er som sagt ikke penge eller priser, der repræsenterer værdi i velfærdsøkonomiske forstand, men derimod tilfredsstillelsen af borgernes individuelle præferencer for diverse goder. Det, økonomisk værdisætning fokuserer på, er ikke-prissatte goder, der ikke kan betragtes som gratis i samfundsmæssig forstand.

---

[2] Principielt kunne man benytte et realt gode som numeraire ved værdisætning af ikke-markedsgoder. I et samfund, hvor de fleste lever nær det fysiske eksistensminimum, kunne fx ris være en relevant værdimåleenhed. Når der er tale om et samfund med et meget sammensat forbrug, er det sværere at definere en real numeraire, som folk kunne forholde sig til som en universel værdimålestok.

2.4 Miljømæssige værdikategorier

Som illustreret i figur 2 leverer miljøet/naturen en lang række fysiske, biologiske og æstetiske ydelser m.m., der direkte eller indirekte indgår i produktion og forbrug. Sammen med arbejdskraft og producerede kapitalgoder indgår miljøydelser dermed i de økonomiske processer, der på forskellig vis tilfredsstiller menneskelige behov. Formålet med økonomisk værdisætning er som tidligere nævnt at gøre miljø- og naturydelser sammenlignelige med andre økonomiske goder. Økonomisk værdisætning forudsætter dermed et antropocentrisk natursyn, hvor værdien af miljøgoder og naturressourcer er bestemt af menneskelige præferencer. Disse præferencer kan til gengæld være mangeartede. Som det fremgår af figur 2, kan miljøydelsers værdi opdeles i brugsværdier, optionsværdi og ikke-brugsrelaterede værdier:

Direkte brugsværdi. Den nytte individer eller virksomheder oplever ved direkte anvendelse af naturen, enten i form af personlig anvendelse (af fx rekreative områder), eller som produktionsfaktor (fx grundvand, fiskebestande m.m.).

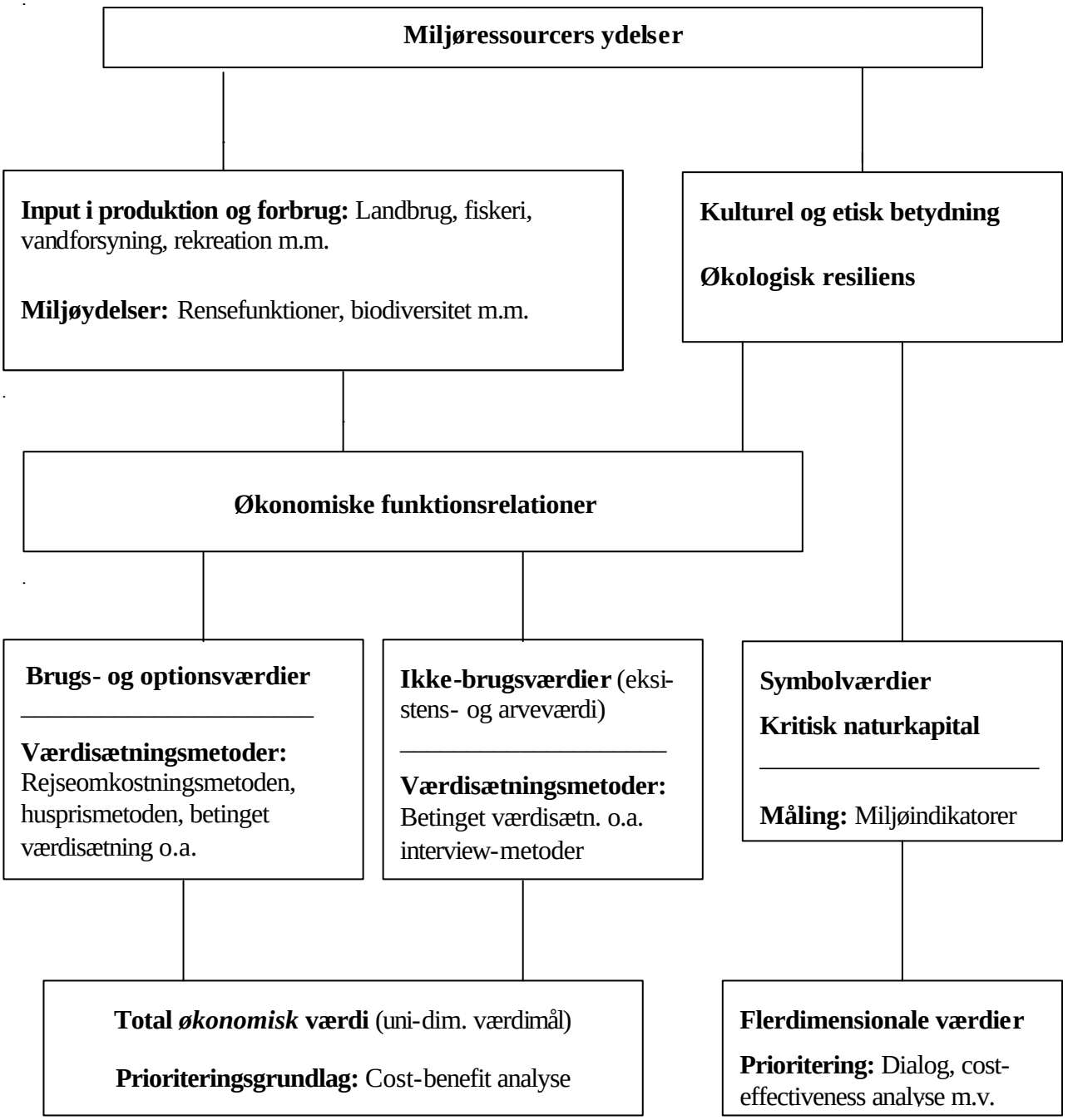
Indirekte brugsværdi. Omfatter en bred vifte af miljøets positive økologiske egenskaber/ydelser. Det gælder bl.a. filtrering og nedbrydning af forurenende stoffer og skovenes CO_2-lagring.

Optionsværdi. Defineret af Weisbrod (1964) som den nytte individer oplever ved bevidstheden om at have *mulighed* for at benytte eksisterende miljøgoder, fx rekreative områder. Optionsværdi kan også være knyttet til fremtidige anvendelsesmuligheder for naturressourcer som følge af nye opdagelser eller uforudsete begivenheder (man taler her om *quasi-optionsværdi*). Fx kan grundvandsressourcer, der ikke benyttes til drikkevand i dag, få betydning for drikkevandsforsyningen i fremtiden, hvis et større antal eksisterende boringer må lukkes på grund af forurening.

Ikke-brugsværdier[3]. Krutilla (1967) introducerede begrebet ikke-brugsværdier i økonomisk teori. At mennesker tillægger naturgoder værdi, uafhængigt af deres anvendelse, kan dels skyldes tilfredsstillelse ved bevidstheden om deres blotte eksistens *(eksistensværdi)*, dels et ønske om at tage hensyn til kommende generationers velfærd *(bequest value/arveværdi/testamentarisk værdi)*. Hvad *eksistensværdi* udspringer af, kan være vanskeligt at fastslå, men mange ser det utvivlsomt som en moralsk forpligtelse at bevare arter og økosystemer. Det betyder ikke, at det velfærdsøkonomiske værdibegreb dermed inkorporerer miljøets *egenværdi* i biocentrisk forstand. Dyr og planter m.v. kan ikke indgå som agenter (selvstændige subjekter) i den velfærdsøkonomiske model.[4] I velfærdsøkonomisk forstand er *miljøetiske* værdier et udtryk for menneskers

[3] I den miljøøkonomiske litteratur benyttes forskellig terminologi om miljøgoder, som folk tillægger værdi, uden at der er tale om direkte anvendelse af goderne. Fx benytter Carson et al. (2001) betegnelsen *passive use values*. Om dette begrebs indhold og oprindelse skriver de: "In ruling on the case *Ohio* v. *U.S. Department of Interior* (… 1989), the court adopted the term "passive use value" to encompass a number of frequently used terms such as non-use value, existence value, preservation value, bequest value, stewardship value, intrinsic value, and option value. Conceptually these terms are largely synonymous except for option value…"

[4] Etologien har udviklet metoder til måling og rangordning af forskellige dyrearters præferencer (for foder, parring, rode-og skrabeaktiviteter m.m.), men der eksisterer ikke i velfærdsøkonomien et etisk eller konceptuelt grundlag for at vægte dyrs præferencer over for menneskelige præferencer – på anden måde end ved at lade mennesker afgøre hvor meget hensyn til dyr bør tælle.



Figur 2. Miljøressourcers betydning og værdi

opfattelse af etiske forpligtelser over for ikke-menneskelige eksistenser - og vilje til at betale for disses "velfærd". Eller, når det drejer sig om testamentariske værdier, en etisk forpligtelse over for kommende generationer.

Symbolværdier: Hvis økonomiske *trade-offs* afvises for bestemte miljøgoder (af etiske, kulturelle, nationale el. andre grunde), er der ikke grundlag for bestemmelse af velfærdsøkonomiske værdimål. Miljøgodet unddrager sig dermed værdisætning i velfærdsøkonomisk forstand. Man kan betegne denne type goder som miljøets *egenværdi*. I figur 2 befinder denne type miljøgoder sig under kategorien symbolværdier, som derfor er rubriceret uden for det *velfærdsøkonomiske* værdisystem. Denne type værdier behandles mere detaljeret i afs. 2.10.2.

Kritisk naturkapital: For naturens livsunderstøttende funktioner kan der eksistere nedre kritiske grænser, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride - fx i form af ”diskontinuerte spring” forstået som et pludseligt sammenbrug af et økosystem. I sådanne tilfælde er velfærdsøkonomiens marginalistisk værdisætningsmetoder ikke operationelle. Kritisk naturkapital er nærmere behandlet i afs. 2.10.5.

2.5 Velfærdsøkonomiens etiske grundlag

Neoklassisk velfærdsøkonomi hævdes ofte at hvile på en *utilitaristisk* etik (nytteetik), hvor den overordnede målsætning for samfundet er nytte- eller velfærdsmaksimering. Det er dog en noget upræcis omgang med begreberne utilitarisme og (moderne) velfærdsøkonomi. Vi vil i det følgende se nærmere på den klassiske utilitarisme og det nyere Pareto-optimalitetsbegreb inden for neoklassisk økonomi.

Jeremy Bentham (1748-1832) opfattes normalt som utilitarismens grundlægger. Ifølge Bentham burde man politisk bestræbe sig på at opnå "the greatest happiness of the greatest number of the individuals belonging to the community...".[5] Utilitarismen forudsætter, at nytte kan måles *kardinalt*, så det er muligt at aggregere individernes nytte til et absolut mål for samfundets totale nytte. Bentham definerede nyttebegrebet *hedonistisk* som varierende grader af velvære eller ubehag. Senere utilitarister har givet mere nuancerede bud på, hvad nyttebegrebet omfatter (se Scarre, 1996).

Man møder indimellem den opfattelse, at utilitarismen foreskriver egoistisk individuel adfærd som idealet. Det forholder sig dog snarer sådan, at utilitarisme principielt stiller (urealistisk) høje krav til individets offervilje (Scarre, 1996). Går man ud fra, at marginalnytten af indkomst er aftagende, så burde en nogenlunde velstillet utilitarist føle sig forpligtet til af give af sin ”overflod” til dårligere stillede medborgere - med en højere marginalnytte af indkomst. Denne frivillige omfordeling burde fortsætte, indtil forskellen i marginalnytte var udjævnet. På den måde ville samfundet samlede sum af nytte blive forøget. Derimod har den markedsorienterede økonomiske teori siden Adam Smith hævdet, at individernes egoistiske adfærd er – eller måske snarere kan være - forenelig med samfundsmæssig velfærdsmaksimering. Men det forudsætter, at agenterne handler under de begrænsninger, som konkurrencen på fuldkomne markeder repræsenterer. En monopolists profitmaksimerende adfærd er ikke i overensstemmelse med samfundsmæssig velfærdsmaksimering.

I de første årtier af det tyvende århundrede fortrænges den klassiske utilitarismes *kardinale* nyttebegreb gradvist af det *ordinale* (Blaug, 1985). Det ordinale nyttebegreb tillader kun en rangordning af det enkelte individs præferencetilfredsstillelse - ikke interpersonelle nyttesammenligninger. Den

[5] *Economic Writings*, citeret fra Boserup (1972).

klassiske utilitarismes optimalitetsbegreb (den størst mulige sum af individuelle nytter) afløses af det "svagere" kriterium *Pareto-optimalitet*. Dvs. en allokering, hvor ingen omallokering af goderne kan stille blot et enkelt individ bedre uden samtidig at stille mindst et andet individ dårligere. Det er en central antagelse, at agenternes frivillige transaktioner på fuldkomne markeder (uden offentlige goder og eksternaliteter m.v.) fører frem til en Pareto-optimal ressourceallokering for økonomien som helhed.

Med Pareto-optimalitetskriteriet undgår man utilitarismens problemer med at forklare, hvordan individuelle nytter kan sammenlignes og sammenvejes. Samtidig afskærer man sig imidlertid fra muligheden for at forholde sig til fordelingsmæssige spørgsmål. For at markederne kan fungere, skal ejendomsretten og dermed (initial)fordelingen af ressourcer være fastlagt. Ressourcebeholdningerne omfatter ikke alene kapitalapparat og naturressourcer, men også individernes arbejdsevne - og dermed indtjeningsmuligheder - i kraft af uddannelse, helbred, talent osv. Transaktionerne på fuldkomne markeder vil resultere i en aflønning af produktionsfaktorerne, der svarer til disses marginalprodukt. Den enkelte produktionsfaktor får således ikke mere, end den pågældende faktors produktivitet ”berettiger” - hvad enten det drejer sig om kapital eller arbejdskraft. Men hvor stor en del af samfundskagen, den enkelte borger modtager, afhænger ikke alene af arbejdsindsats og initiativ. Det spiller en væsentlig rolle, hvor store ressourcebeholdninger (i form af ejendomsret til kapitalgoder, uddannelse osv.), man træder ind på markedet med. Om initialfordelingen er rimelig, kan Pareto-optimalitetsbegrebet som nævnt ikke afgøre. Fordelingen skal være fastlagt historisk/politisk, før man ved hjælp af økonomisk analyse kan udtale sig om, hvad der kan anses for mere eller mindre effektivt inden for de givne rammer.

I slutningen af 1930'erne forsøgte de engelske økonomer *Nicholas Kaldor* og *John R. Hicks* med det såkaldte *kompensationskriterium* at separere allokeringsmæssig efficiens fra fordelingsspørgsmålet - og dermed skabe et objektivt grundlag for at vurdere omfordelende tiltags velfærdsøkonomiske effekt. Kompensationskriteriet kræver kun, at et offentligt projekt eller politisk indgreb skal give en *potentiel* Pareto-forbedring. Dvs. at vinderne i *princippet* skal kunne kompensere taberne og stadig have noget til overs (Kaldor's version). En potentiel kompensationsmulighed løser dog ikke fordelingsproblemet i forbindelse med interpersonelle nyttesammenligninger. Kompensation af taberne skal faktisk finde sted, for at man kan tale om en etisk neutral ændring. Da kompensation sjældent er praktisk mulig (og ikke nødvendigvis politisk ønskelig), bygger anvendt velfærdsøkonomi stadig på interpersonelle nyttesammenligninger - om end i en knap så bastant form som den klassiske utilitarismes nyttesummering.

Den mest regelrette løsning på aggregeringsproblemet ville være at opstille en *samfundsmæssig velfærdsfunktion* med etisk-politisk begrundede fordelingsvægte (se fx Johansson, 1993). Anvendelse af fordelingsvægte betyder, at den samfundsmæssige velfærdfunktion aggregerer de individuelle nytter/betalingsviljer under hensyntagen til politiske fordelingsmålsætninger – dvs. hvordan bedre stillede samfundsborgeres præferencer skal vægtes i forhold til dårligere stilledes. Den velfærdsøkonomiske teori indeholder ikke et etisk eller politisk normsæt, der giver mulighed for at udlede sådanne fordelingsvægte. Som nævnt betragtes dette som et politisk spørgsmål. I praksis kan man ikke regne med, at der vil være politisk bestemte fordelingsvægte til rådighed for cost-benefit analyser. Men det kunne naturligvis ændres, ved at man politisk vedtog overordnede kriterier for inddragelse af fordelingsmæssige hensyn i cost-benefit analyser.

2.6 Velfærdsbegrebet

Inden for filosofien skelner man mellem formelle og substantielle velfærdsteorier (se Hausman & McPherson, 1996). *Substantiel velfærdsteori* siger, *hvad* der er godt for mennesker. Fx er hedonisme en substantiel velfærdsteori, hvor velfærd opfattes som velvære eller lykke. *Formel velfærdsteori* angiver, *hvordan* man kan finde ud af, hvad der er godt for mennesker. Det kan fx være ved at se, hvad folk foretrækker. Ifølge Sen (1987) sætter moderne neoklassisk velfærdsøkonomi velfærd lig med præferencetilfredsstillelse. Der er således tale om en formel velfærdsdefinition.

Der behøver ikke være en modsætning mellem substantiel og formel velfærdsteori. Mener man, at velfærd er lig med lykke (en substantiel velfærdsteori), og er man samtidig overbevist om, at præferencetilfredsstillelse fører til lykke, så er de to velfærdsteorier sammenfaldende. I velfærdsøkonomisk litteratur har man da heller ikke traditionelt set noget behov for at præcisere velfærdsbegrebet. Det forudsættes, at individet/forbrugeren bedst selv kan afgøre, hvad der er godt for den pågældende – og at mere, af det forbrugeren ønsker, fører til større nytte eller velfærd. Men det er ikke dermed *bevist*, at det faktisk forholder sig sådan, at præferencetilfredsstillelse fører til større velfærd. Man kan sagtens forestille sig situationer, hvor de fleste vil afvise, at opfyldelse af et individs præferencer er godt for den pågældende. Klassiske eksempler er mennesker med et misbrugsproblem, fx alkoholisme. I miljødebatten kan man møde det synspunkt, at folks (påståede) uvidenhed om afgørende fysisk-biologiske sammenhænge – og dermed hvad der vil skade dem selv og andre i en miljømæssig sammenhæng - betyder, at mennesker med den fornødne indsigt bør træffe de miljøpolitiske beslutning (jfr. afs. 2.10.4 om økologisk økonomi).

2.7 Velfærdsmål

Værdien af en ændring i et (ikke-markeds)godes mængde eller kvalitet opgøres i velfærdsmål, dvs. konsumentoverskud eller producentoverskud. Der er altså ikke tale om, at man i velfærdsøkonomiske teori sætter værdi lig med pris.

2.7.1 Konsumentoverskud

Begrebet konsumentoverskud tager udgangspunkt i det forhold, at man som forbruger ofte ville have været villig til at betale et større beløb for den forbrugte mængde af et bestemt gode, end det beløb man faktisk betaler, snarere end at undvære det pågældende forbrug. Konsumentoverskuddet svarer til det beløb, man maksimalt ville have betalt, minus det beløb, man faktisk betaler (de forskellige varianter af konsumentoverskudsbegrebet er beskrevet i Freeman, 1993). Velfærdsøkonomisk kan værdi derfor ikke (i almindelighed) opgøres som prisen gange den omsatte mængde. Vi kan som eksempel tag en bro, hvor trafikanterne betaler for at passere og derved skaber en omsætning af en vis størrelse. Beløbet, som brokonsortiet på den måde indtjener, vil typisk være mindre end den samfundsmæssige værdi af broens ydelser i velfærdsøkonomisk forstand. Det skyldes, at trafikanternes marginalnytte ved en hel del af de passager, der foretages, overstiger brotaksten. Betaler man fx 200 kr. for at passere en bro, men først ville have fravalgt passage ved 250 kr., så har transaktionen givet et konsumentoverskud på 50 kr. I en cost-benefit analyse opgøres værdien af de samlede benefits ved broen som indtægterne i form af bropenge plus summen af de enkelte trafikanters konsumentoverskud. Det er dette beløb – og ikke indbetalingerne – der skal sammenholdes med de samfundsmæssige omkostninger ved at frembringe godet. En trafikinvestering kan derfor godt være fordelagtig samfundsmæssigt set, selvom brugerbetalingerne ikke står mål med omkostningerne – uden at vi dermed vil hævde, at underskudsgivende broer nødvendigvis er gode samfundsinvesteringer.

Betragter vi et skovrejsningsprojekt, er tankegangen principielt den samme. Her betaler publikum ikke for adgang, så benefits i forbindelse med friluftsliv udgøres alene af brugernes konsumentoverskud. Ideen med værdisætning er derfor at "afsløre", hvad hver enkelt bruger maksimalt ville have været indstillet på at betale for at få mulighed for at bruge den nye skov, snarere end at undvære skovrejsningsprojektet. De samlede benefits i forbindelse med friluftsliv i skoven opgøres som summen af brugernes konsumentoverskud. Denne værdi skal ifølge velfærdsøkonomisk tankegang indgå på linje med indtægterne fra salg af træ og andre markedsgoder i en cost-benefit kalkule, hvor omkostninger og indtægter/benefits afvejes mod hinanden for at vurdere projektets samfundsmæssige fordelagtighed. De forskellige metoder til værdisætning af miljøgoder m.v. gennemgås senere.

2.7.2 Producentoverskud/ressourcerente

Parallelt til begrebet konsumentoverskud findes der velfærdsmål i form af producentoverskud. I nærværende sammenhæng er de mest relevante producentoverskudsmål ressourcerente og jordrente. Ressourcerenten er det beløb, der er tilbage, når salgsværdien af det producerede fratrækkes alle omkostninger i forbindelse med udnyttelsen af ressourcen (se fx Hartwick & Olewiler, 1998). Den ressourcerente, der opnås ved udnyttelse af jord til landbrug og skovbrug m.v., betegnes normalt som jordrenten. Jordrenten udgøres af differencen mellem afgrødens værdi og de samlede omkostninger ved dyrkning af jorden – dvs. udsæd, gødning og kemikalier m.v. samt arbejdsaflønning, afskrivninger og forrentning af maskiner og udstyr. Jord- eller ressourcerenten er altså ikke det samme som værditilvæksten i produktionen (dvs. den samlede aflønning af produktionsfaktorerne arbejdskraft, kapital og jord) eller profitten (dvs. nettoafkastet til den investerede kapital), men derimod den rene aflønning af den naturressource, der indgår i produktionen. Principielt svarer jordrenten til den forpagtningsafgift, der typisk betales for jord af en given bonitet. Jordens økonomiske værdi kan man – ligeledes i princippet - opgøre som nutidsværdien af den forventede (årlige) jordrente i al fremtid tilbagediskonteret med den relevante rentefod. I cost-benefit analyser af naturgenopretningsprojekter o.l. beregnes det samfundsmæssige afkast til det anvendte areal på samme måde. Her er det blot de årlige benefits i form af konsumentoverskud ved rekreativ anvendelse, øget biodiversitet, grundvandsbeskyttelse m.v., der udgør indtægtssiden.

Når velfærdsøkonomien udelukkende ser producentoverskuddet som udtryk for værdiskabelse på produktionssiden, så er der tale om en væsentlig indskrænkning af det, der traditionelt opfattes som økonomiske gevinster ved et projekt eller en økonomisk aktivitet. Fx er det almindeligt at anse den beskæftigelse, der skabes ved gennemførelse af et projekt, som et gode i sig selv. Man ser også eksempler på, at øget omsætning eller øget værditilvækst i turisterhvervene benyttes som mål for samfundsmæssige benefits ved større naturgenopretningsprojekter o.l. Som nævnt er anvendelse af arbejdskraft og kapital udtryk for omkostninger i velfærdsøkonomisk forstand – og altså ikke benefits. Øget beskæftigelse eller øget økonomisk aktivitet betragtes derfor ikke som goder i sig selv. Grundsynspunktet er, at disse produktionsfaktorer normalt har alternative anvendelser. Øget beskæftigelse i fx turisterhvervene er alene en samfundsmæssig gevinst i det omfang, den arbejdskraft, der overføres fra anden beskæftigelse, opnår bedre aflønning og/eller bedre arbejdsforhold i den nye beskæftigelse. Kun i det omfang, et projekt reducerer arbejdsløsheden, kan man i en cost-benefit analyse tillade sig at betragte arbejdskraft som gratis i samfundsøkonomisk forstand.

2.8 Diskontering

Diskontering (med en positiv diskonteringsrate) betyder, at en given forbrugsmulighed i fremtiden vægtes lavere end den samme forbrugsmulighed her og nu. Diskonteringsraten udtrykker således en trade-off-relation mellem det at afstå nutidigt forbrug til gengæld for større fremtidigt forbrug – end det forbrug man afstår i dag. Arrow et al. (1996) opdeler de samfundsmæssige begrundelserne for

diskontering i to hovedkategorier: en *præskriptiv* der hviler på etiske overvejelser, og en *deskriptiv* der henviser til private agenters og politiske beslutningstageres faktiske adfærd.

2.8.1 Den præskriptive tilgang

Denne tilgang tager udgangspunkt i Frank Ramseys banebrydende artikel om optimal økonomisk vækst fra 1928. Ramseys teori bygger på to neoklassiske antagelser af henholdsvis psykologisk og teknologisk karakter. Den første er nytteteoriens antagelse om, at stigende pr. capita indkomst/forbrug ledsages af aftagende marginalnytte. Den anden er en teknisk begrundet antagelse om, at forøgelse af mængden af kapitalgoder i forhold til mængden af arbejdskraft i den aggregerede produktionsfunktion medfører, at kapitalens marginalprodukt aftager. Man kan øge det fremtidige *forbrug* pr. capita gennem nettoinvesteringer (afståelse af nutidigt forbrug), men det bliver stadig vanskeligere på grund af aftagende kapitalproduktivitet. Dertil kommer så, at det bliver sværere at øge målvariablen samfundsmæssig *velfærd* gennem øget forbrug på grund af faldende marginalnytte efterhånden som folk bliver mere velstående. Kapitalakkumulationen kan med andre ord forceres så meget, at man sætter mere velfærd til i nutiden (faldende forbrug er forbundet med stigende marginalnytte), end man vinder i fremtiden på grund af en kombination af faldende kapitalproduktivitet og marginalnytte.

Man kan nu opstille et etisk/præskriptivt kriterium for, hvordan forbrugsudviklingen *bør* forløbe over tid. Ifølge Ramsey (1928) bør samfundet vælge det vækstforløb, der sikrer den størst mulige sum af velfærd over tid. Diskontering af *forbrug*sstrømme burde derfor kun ske ud fra antagelsen om faldende marginalnytte og kapitalproduktivitet. Det optimale vækstforløb er karakteriseret ved, at forbruget pr. capita vokser således, at marginalnytten af forbrug falder med en rate, der er proportional med kapitalens marginalprodukt. Nettoinvesteringerne vil være positive og forbruget pr. capita vil vokse indtil enten kapitalproduktiviteten eller marginalnytten er faldet til nul - en tilstand Ramsey betegnede som *bliss*, dvs. lyksalighed. Her er alt, hvad der *økonomisk* kan gøres for menneskers velbefindende, gjort (Ramsey, 1928). Det af Ramsey foreslåede diskonteringsprincip betegnes som *godediskontering* (i modsætning til nyttediskontering), idet fremtidige generationers godeforbrug alene neddiskonteres svarende til godernes (forventede) mindre nytte i fremtiden.

I gængse fremstillinger af den samfundsmæssige tidspræference indgår der også en ren tidspræferencekomponent (se fx. Nordhaus, 1994). Den rene samfundsmæssige tidspræference betegnes også som *nyttediskonteringsraten*, idet en given fremtidig nytteændring tillægges lavere vægt end en tilsvarende nutidig nytteændring - i modsætning til *godediskontering*, hvor diskonteringsbegrundelsen alene er forventet forbrugsvækst og faldende marginalnytte af forbrugsgoder. Vækstbegrundet godediskontering alene kan altså ikke siges at være diskriminerende over for fremtidige generationer. Her ligger det etiske problem i den empiriske usikkerhed omkring fastlæggelsen af forventningerne til fremtidig vækst. Den rene tidspræferences nyttediskontering kan derimod betragtes som udtryk for *empatisk afstand* til medlemmer af fremtidige generationer, dvs. det er svært at have forståelse for deres følelser og vanskeligt at sætte sig i deres sted (Arrow et al., 1996).

Ramsey (1928) betragtede det som "ethically indefensible" at vægte fremtidige generationers *nytte* lavere end nutidige generationers. Den utilitaristiske nyttemaksimeringsbegrundelse for kun at acceptere godediskontering er dog langtfra ukontroversiel. Er nytteelasticiteten lav (dvs. at marginalnytten kun aftager lidt ved stigende forbrug), fører Ramseys kriterium for optimal vækst til høj akkumulationsrate og lavt nutidigt forbrug. Nutidige generationers velfærd ofres til fordel for fremtidige generationers overflod.

Chichilnisky har foreslået en intergenerations-velfærdsfunktion, der er følsom over for såvel nutidige som fremtidige generationers nytte - så man både undgår det, Chichilnisky betegner som "dictatorship of the present" og "dictatorship of the future" (for detaljer se Chichilnisky, 1997).-Anvendelse af Chichilniskys velfærdsfunktion kræver kvantificering af de parametre, der vægter hensynet til nutiden over for hensynet til den fjerne fremtid. Som det gjaldt for den almindelige samfundsmæssige velfærdsfunktion (omtalt i afs. 2.5) har økonomisk teori ikke en forklaring på, hvilken størrelse de vægte, der bestemmer hensynet til hhv. nære og fjerne generationer, bør have. Men Chichilnisky tilgang er interessant i en bæredygtighedssammenhæng, idet den giver mulighed for at inkorporere etisk begrunde hensyn til fremtiden i den velfærdsøkonomiske diskonteringsramme. Det vil kunne ske i form af en aftagende diskonteringsrate over tid. Undersøgelser af individuel adfærd synes at vise, at folk diskonterer i scenarier, der indebærer afvejning af *samfundsmæssige* omkostninger nu over for fremtidige *benefits* - vel at mærke med *aftagende* diskonteringsrate over lange tidshorisonter (Chichilnisky, 1997). Et diskonteringsprincip, der bygger på forsigtige forventninger til fremtidige muligheder, vil derfor tilsyneladende være i god overensstemmelse med individuelle tidspræferencer.

2.8.2 Den deskriptive tilgang

Kritikere af den præskriptive el. normative udledning af den samfundsmæssige tidspræference hævder, at fastlæggelsen af diskonteringsraten bør ske med udgangspunkt i den faktiske samfundsmæssige beslutningsadfærd og kapitalens markedsbestemte alternativomkostninger (se f.eks. Nordhaus, 1994). Anvender man lavere diskonteringsrater i bæredygtighedskalkuler end i andre samfundsmæssige sammenhænge, er det udtryk for en selvmodsigelse, hævder Nordhaus. I stedet bør der kræves samme samfundsmæssige afkast af investeringer i begrænsning af f.eks. drivhuseffekten, som samfundet kan opnå ved den bedste alternative investering. Begrundelsen er, at miljøinvesteringer ellers vil fortrænge andre investeringer med højere afkast - hvad der ikke er i overensstemmelse med en velfærdsmaksimerende allokering af ressourcerne. Fremtidige generationers interesser bør tilgodeses gennem andre former for omfordeling end langsigtede, lavtforrentede miljøinvesteringer. I den hjemlige debat er denne argumentation blevet fremført af Bjørn Lomborg som begrundelse for, at den vedtagne klimapolitik skulle være irrationel (Lomborg & Larsen, 1999). Netop kompensationsantagelsen rejser etiske problemer. Der eksisterer ikke nationale eller internationale omfordelingsmekanismer, som sikrer, at de skadelidte i fremtiden faktisk bliver kompenseret.

2.8.3 Valg af samfundsmæssig kalkulationsrentefod

I cost-benefit analyser spiller kalkulationsrentens størrelse ofte en afgørende rolle for udfaldet af analysen. Det gælder specielt for projekter, hvor omkostningerne primært falder i begyndelsen af projektperioden, mens strømmen af benefits er fordelt over en lang - evt. uendelig - tidshorisont. Naturgenopretningsprojekter har ofte denne profil. Desværre er der ikke enighed om, hvilken rentefod der kan betragtes som den mest relevante i samfundsmæssige cost-benefit analyser. En gruppe økonomiske analytikere fra DMU og styrelser under Miljø- og Energiministeriet anbefaler, at man anvender en samfundsmæssig kalkulationsrentefod på 3% ved samfundsmæssig projektvurdering (se Møller et al., 2000, s. 140). Denne anbefaling er begrundet i et skøn over forbrugernes tidspræferencerate – estimeret som realrenten (efter skat) på lånemarkederne i 1990'erne. Finansministeriet (1999) anbefaler derimod en samfundsmæssig kalkulationsrente på 6-7%. Ifølge Finansministeriets vurderinger kan dette niveau begrundes ud fra såvel forbrugernes tidspræferencerate som kapitalens alternativafkast (Finansministeriet, 1999, s. 72). De forskellige niveauer kan altså ikke forklares med, at analytikerne bag anbefalingerne har forskelligt teoretisk udgangspunkt for fastsættelse af den samfundsmæssige kalkulationsrente.

I USA finder man en tilsvarende diskrepans mellem miljømyndighedernes og finansmyndighedernes anbefalinger. Ved *intra*-generationsdiskontering (dvs. det korte til mellemlange sigt) anbefaler den amerikanske miljøstyrelse en samfundsmæssig kalkulationsrente på 2-3% - med henvisning til forbrugernes tidspræferencerate estimeret ud fra markedsrenten efter skat (se U.S. EPA, 2000, s. 48). Er der tale om *inter*-generationsdiskontering (dvs. det meget lange sigt, hvor kommende generationers velfærd er involveret) anbefaler EPA følsomhedsanalyser med diskonteringsrater ned til et så lavt niveau som 0,5% (Ibid, s. 52). Det amerikanske "budgetdepartement" foreskriver derimod en standardkalkulationsrente på 7% i samfundsmæssige cost-benefit analyser – med henvisning til kapitalens alternativafkast (se U.S. OMB, 2000, s. 7). Man er dog enig med EPA i, at valg af forbrugernes tidspræferencerate ville give en samfundsmæssig kalkulationsrente på 3% (Ibid), men det er ikke den, man anbefaler til samfundsmæssig projektvurdering. I Norge benyttes samfundsmæssige kalkulationsrenter i intervallet 3,5-8% afhængig af risiko mht. projektafkastets størrelse (se Finansministeriet, 1999). I Storbritannien er den anbefalede samfundsmæssige kalkulationsrente 6% (Ibid).

Med de problemer, der knytter sig til fastsættelse af den samfundsmæssige kalkulationsrente, kunne være fristende at foreslå, at man undlod diskontering i miljørelateret projektanalyse. Men at se helt bort fra økonomiske efficiens mht. allokering af ressourcer over tid ville give alvorlige tolkningsproblemer. Det gælder ikke mindst i relation til naturgenopretningsprojekter o.l., hvor strømmen af benefits må antages at være evigtvarende. Ved en diskonteringsrate på nul vil den akkumulerede værdi derfor gå mod uendeligt – uanset hvor små de årlige benefits er, blot de er positive. Det giver altså ingen mening at sammenholde her-og-nu omkostningerne med størrelsen af de forventede benefits uden at foretage diskontering. Det er således nødvendigt at fastsætte en (positiv) samfundsmæssig kalkulationsrente, hvis man ønsker at gennemføre velfærdsøkonomiske efficiensanalyser af den type projekter, som vi interesserer os for i denne udredning. Men, som det fremgår af gennemgangen ovenfor, giver litteraturen ikke grundlag for håndfaste konklusioner mht. den relevante størrelse af den samfundsmæssig kalkulationsrente. Vi vil i nærværende udredning benytte den af "miljøsiden" foretrukne kalkulationsrente på 3% - suppleret med følsomhedsanalyser for kalkulationsrenter på 5% og 7%.

2.9 Risiko og usikkerhed i velfærdsøkonomisk teori

I beslutningsgrundlaget for miljøpolitiske afgørelser indgår der ofte et element af *risiko* eller *usikkerhed*. Risiko og usikkerhed spiller naturligvis ikke samme rolle for alle miljøpolitiske tiltag. Drejer det sig om et skovrejsnings- eller naturgenopretningsprojekt kan der være usikkerhed om miljøforbedringernes størrelse, men man behøver næppe frygte katastrofale konsekvenser, hvis projektet ikke forløber som forventet. Det kan imidlertid ikke helt udelukkes, hvis det er udsætning af genmanipulerede organismer eller brug af pesticider, der skal vurderes. Når det drejer sig om projekter med betydelige risici, er folks risikoopfattelse og -adfærd af afgørende betydning for, hvilke værdisætningsskøn man når frem til.

Risiko i økonomisk forstand defineres som den statistiske sandsynlighed for, at en bestemt hændelse indtræffer multipliceret med de økonomiske konsekvenser af hændelsen. Det økonomiske risikobegreb forudsætter altså, at der kan opstilles en statistisk sandsynlighedsfordeling over de mulige udfald af beslutningstagerens valg. Bedømmelsen af miljørisici – fx ved udsætning af genmanipulerede organismer eller anvendelse af pesticider - er som regel baseret på eksperimentelle data. Selvom de gældende godkendelsesprocedurer kræver omfattende undersøgelser af mulige risikofaktorer, vil der altid eksistere en vis usikkerhed, som ikke kan kvantificeres. Det skyldes dels, at man af økonomiske grunde normalt ikke har mulighed for at undersøge alle fysiske og biologiske forhold, der kan *tænkes* at

påvirke fx genmanipulerede planters opførsel i naturen; dels at der principielt altid vil være en sandsynlighed for at en genmanipuleret plante eller et pesticid kan vise sig at have virkninger, som man i dag ikke gør sig nogen forestilling om. I miljøsammenhæng bør man derfor skelne mellem *risiko* og *usikkerhed*. Risiko bruges som nævnt om udfald, der kan knyttes statistiske sandsynligheder til, mens usikkerhed betegner situationer, hvor der ikke er erfaringsgrundlag for at vurdere sandsynligheden af forskellige udfald.

Økonomisk værdisætning forudsætter, at respondenterne foretager økonomisk rationelle valg. Indgår der et risikoelement i beslutningen, antages det, at individet vælger det alternativ, der maksimerer den pågældendes statistisk forventede nytte. I kontrollerede eksperimenter har det imidlertid vist sig, at mange mennesker handler i modstrid med forventet nytteteoris fundamentale aksiomer (se Kahnemann & Tversky, 1979). Med et eksempel fra den aktuelle politiske virkelighed kan man sige, at den udbredte modstand mod gensplejsede fødevarer er vanskelig at forklare ud fra teorien om forventet nyttemaksimering, idet ekspertvurderinger angiver risikoen for alvorlige skader som ekstremt lille. Årsagen til modstanden kan være, at folk opfatter videnskabelige skøn over sandsynligheden for skader som ufuldkommen information. Det kan være begrundet i tidligere eksempler på ubehagelige overraskelser med teknologier og stoffer, der ellers blev anset for sikre. Man danner derfor selv subjektive sandsynligheder for de mulige konsekvenser.

En total fjernelse af sandsynligheden for en katastrofal ulykke på et atomkraftværk kan kun opnås ved lukning af værket, ligesom absolut sikkerhed mod ulykker i forbindelse med genteknologi kun kan opnås ved helt at undlade at anvende og eksperimentere med teknologien. Viscusi (1989) taler i den forbindelse om eksistensen af en *sikkerhedspræmie*. Det vil sige, at benefits af den sidste enhed risikoreduktion kan være markant større end benefits af den næstsidste enhed risikoreduktion, idet den sidste enhed (dvs. lukning af et atomkraftværk eller forbud mod en given teknologi) fjerner en eventuel *usikkerhed*. En sådan fuldstændig fjernelse af usikkerhed kan derfor være at foretrække frem for eksempelvis en 99% reduktion i risikoen - selvom de marginale omkostninger ved at gå fra 99% til 100% risikoreduktion er stærkt stigende.

Vilje til at betale en sikkerhedspræmie er observeret i eksperimentelle studier og i markedsundersøgelser. Gennem præference- og værdisætningsundersøgelser kan det i princippet afgøres, om der også eksisterer sikkerhedspræmier i relation til biodiversitet. Det er dog ikke muligt at gennemføre sådanne undersøgelser inden for nærværende udrednings tids- og budgetmæssige rammer. Vi er heller ikke bekendt med udenlandske undersøgelser i relation til biodiversitet, som giver mulighed for skøn over størrelsesordenen af en evt. sikkerhedspræmie. Estimater af den art kræver gennemførelse af en egentligt præference- og værdisætningsundersøgelse i Danmark

2.10 Kritik af det velfærdsøkonomiske grundlag for værdisætning

Som tidligere nævnt er økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse af miljøgoder langt fra ukontroversiel. Kritikken henviser til såvel metodemæssige som etiske problemer i forbindelse med den velfærdsøkonomiske værdiopfattelse og værdisætningen af miljøgoder. Den metodemæssigt begrundede kritik er især kommet fra fagøkonomiske kredse, mens den etisk og politisk begrundede kritik er fremsat af bl.a. "miljøfolk" og filosoffer. Det økonomiske fagmiljøs kritik rettes især mod den i dag mest udbredte værdisætningsmetode *contingent valuation*, eller betinget værdisætning. Denne metode benytter interviews, hvor man søger at få folk til at oplyse deres betalingsvilje for forskellige miljøgoder (metoden gennemgås i afs. 4.4). Mens metodediskussionen formentlig kan afgøres med tiden gennem empiriske undersøgelser, så er de etisk og politisk begrundede indvendinger mod økonomisk værdisætning af mere fundamental karakter. Vi gennemgår den metode-

mæssigt begrundede kritik i afs. 4.5. I det følgende vil vi koncentrere os om de mere principielle kritikpunkter af det velfærdsøkonomiske grundlag for værdisætning.

Den etisk begrundede kritik fokuserer på de holdninger, der motiver respondenters svar i betingede værdisætningsundersøgelser m.v. For at nå frem til værdiestimater kræves det, at individerne er parate til at substituere mellem samtlige relevante goder i bestræbelserne på at maksimere deres nytte. Men hvilke goder, folk betragter som substituerbare eller "omsættelige" i økonomisk forstand, er etisk bestemt. Fx er det næppe mange, der vil acceptere handel med menneskelige organer, selvom det måske kunne give betydelige gevinster ud fra en ren nyttekalkule. Den *konsekvensetiske* tankegang, som økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse bygger på, støder her an mod andre (deontologiske) etikker som rettighedsetik og pligtetik. I sådanne tilfælde er spørgsmålet ikke, om tiltaget kunne have nyttige konsekvenser, men hvad man *skal* eller *ikke må* ifølge et etisk princip.

En beslægtet problemstilling er spørgsmålet om, hvad der motivere folks valg i forskellige situationer. Velfærdsøkonomisk teori forudsætter, at folk agerer som selvisk nyttemaksimerende individer. Den antagelse er blevet kritiseret med henvisning til, at individet kan tænkes at have præferenceordninger på flere niveauer, fx "private præferencer", når det drejer sig om almindelige forbrugsgoder, og "offentlige præferencer" når det drejer sig om samfundsrelaterede valg, herunder miljøbevarelse. Fra en fordelingspolitisk synsvinkel kan man kritisere økonomisk værdisætning for at levere værdi- eller betalingsviljeestimater, der afhænger af den eksisterende indkomst- og formuefordeling i samfundet. Vi vil se nærmere på de etisk og politisk begrundede kritikpunkter nedenfor.

2.10.1 Fordelingspolitisk kritik

Økonomisk værdisætning beder ikke (alene) folk tage stilling for eller imod et givet projekt, men søger at måle folks betalingsvilje for de ydelser, som projektet forventes at levere. Den målte betalingsvilje afhænger bl.a. af indkomst- og formuefordelingen i samfundet – nøjagtig som på markedet hvor det er folks købekraft, der afgør i hvilket omfang præferencer kan omsættes til efterspørgsel. Om den eksisterende fordeling er rimelig, tager værdisætningsundersøgelser ikke stilling til. Det gør markedsmekanismen naturligvis heller ikke, når det drejer sig om allokering af ressourcer til frembringelse af diverse markedsgoder. Men selvom man evt. accepterer markedet som allokeringsmekanisme i relation til markedsomsatte goder, så er ikke sikkert, at man også går ind for den markedsmæssige rationalitet, når det kommer til spørgsmålet om, hvor mange ressourcer, der skal allokeres til frembringelse/bevarelse af fx miljøgoder. Her kan det være opfattelsen, at miljøgoder bør stilles til rådighed i "rimeligt" omfang uanset betalingsvilje/-evne. Det er parallelt til den fremherskende holdning til offentlige gratisydelser som fx hospitalsbehandling. Her gælder (el. måske snarere gjaldt) princippet, at alle har krav på "adækvat" behandling uanset betalingsevne eller betalingsvilje. Hvad, der kan betragtes som et passende serviceniveau, afgøres politisk uden betalingsviljeundersøgelser.

Vi mener ikke, at disse indvendinger nødvendigvis gør værdisætning irrelevant for den politiske beslutningsproces. Når der har været større interesse for at værdisætte miljøgoder end forskellige offentlige ydelser, så skal det givetvis ses i sammenhæng med et ønske om at synliggøre, at miljøgoder har økonomisk værdi. Ingen er i tvivl om, at hospitalsydelser, undervisning osv. koster penge – og man derfor må foretage en eller anden form for prioritering i relation til udbuddet af disse ydelser. Ikke-producerede miljø- og naturværdier har ikke haft samme åbenlyse relation til økonomiske forhold, og "forbrug" af disse goder kunne derfor let opfattes som omkostningsfri. Man kan ikke udelukke, at der i befolkningen er betalingsvilje for en større miljøindsats på en række områder, end det der politisk anses for et passende niveau. Med andre ord, værdisætningsundersøgelser

kan tænkes at vise, at fx udlægningen af arealer til rekreative formål og fremme af biodiversitet ville have været væsentligt større, hvis ressourceallokeringen havde været markedsbestemt. Og det er vel politisk interessant, hvis man betragter borgernes ønsker som relevante for politiske beslutninger. Men hensynet til det, der kan betragtes som et anstændigt minimum, spiller naturligvis også en rolle. Værdisætning og cost-benefit analyse bør ikke derfor ikke betragtes som en beslutningsprocedure, der per automatik fører til forkastelse af tiltag, der ikke kan leve op til økonomiske efficienskrav.

2.10.2 Leksikografiske præferencer

Substitutionsspørgsmålet er kritisk, når det drejer sig om værdisætning af essentielle miljøværdier som bevarelse af arter og økosystemer. Empiriske undersøgelser viser, at mange respondenter afviser substitution mellem denne type værdier og økonomiske goder (se Spash & Hanley, 1995). Afviser folk at foretage økonomiske *trade-offs* i forhold til et bestemt miljøgode, så er der ikke grundlag for at estimere de efterspørgselsrelationer, der ligger til grund for bestemmelsen af de velfærdsøkonomiske værdimål i form af konsumentoverskud. Man taler i den forbindelse om *leksikografiske præferencer*. Miljøgodet unddrager sig dermed værdisætning i velfærdsøkonomisk forstand. I figur 2 ovenfor befinder denne type miljøgoder sig under kategorien symbolværdier, som derfor er rubriceret uden for det *velfærdsøkonomiske* værdisystem. Det vil dog være problematisk at betragte sådanne goder som uendeligt værdifulde, og dermed hævet over samfundsmæssige prioriteringsovervejelser. Vurderes et truet miljøgode som uendeligt værdifuldt, må alle andre hensyn tilsidesættes for at bevare godet. Udstrækkes dette princip til et større antal miljøgoder, kan det medføre store samfundsmæssige omkostninger. I sin yderste konsekvens fører et princip om *alle* naturværdiers ukrænkelighed over i en dybdeøkologisk etik, hvor hensynet til mennesker helt må tilsidesættes (se Dubgaard et al.,1999)

Det er formentlig ikke ret mange mennesker, der mener, at miljøgoder helt bør unddrages samfundsmæssige prioriteringsovervejelser. De færreste ville ofre *alt* på at redde en bestemt art eller et bestemt miljøgode. En afvisning af at værdisætte et miljøgode i penge må nok snarere tages som udtryk for, at man mener, at den nødvendige prioritering skal ske i et andet regi end den velfærdsøkonomiske værdiramme. Prioritering baseret på økonomisk værdisætning kan naturligvis kun finde sted, hvis folk i almindelighed er villige til at give udtryk for deres præferencer i monetære termer. Hvis etiske opfattelser forhindrer, at et miljøgodes værdidimensioner opgøres i et endimensionalt mål som penge, så må den nødvendige samfundsmæssige prioritering finde sted uden for den velfærdsøkonomiske analyseramme (forstået som økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse), jfr. placeringen symbolværdier i figur 2. I afs. 2.11 gennemgår vi kort forskellige alternative prioriteringsmetoder.

2.10.3 Private kontra offentlige præferencer

Spørgsmålet om folks *præferenceordning* i relation til goder med etiske attributter er blevet rejst af økonomen (og nobelprismodtageren) Amartya Sen. Sen har argumenteret for, at neoklassisk velfærdsøkonomis antagelse om det selvisk nyttemaksimerende individ ikke kan stå *alene* som forklaringsmodel for menneskets økonomiske adfærd - eller som normativt grundlag for den politiske beslutningsproces (Sen, 1987).

> ”There is an essential and irreducible "duality" of the conception of a person in ethical calculation. We can see the person in terms of *agency*, recognizing and respecting his or her ability to form goals, commitment, and values, etc. and we can also see that person in terms of *well-being*.”

På den baggrund klassificerer Sen individers præferencer som hhv. *private* og *offentlige*, hvor offentlige præferencer kan være begrundet i *sympati* for andre eller *engagement* i relation til en ide eller et princip. Ifølge Sen er velfærdsøkonomiens adfærdsantagelser kun relevante, når det drejer sig om goder eller spørgsmål, der alene omfattes af private præferencer.

Den amerikanske filosof Mark Sagoff går et skridt videre og afviser, at individuel præferencetilfredsstillelse kan benyttes som grundlag for værdimåling, når det drejer sig om miljøværdier o.l. (Sagoff, 1994). I relation til denne type værdier agerer individet ifølge Sagoff som samfundsborger snarere end selvisk nyttemaksimerende forbruger. Derfor er værdisætningsøkonomers forsøg på at måle betalingsviljen for miljøgoder - dvs. få folk til at oplyse hvor meget de vil reducere deres forbrug af almindelige goder til fordel for et miljøgode - udtryk for en sammenblanding af usammenlignelige værdikategorier. Efter Sagoffs opfattelse bør prioriteringer på miljøområdet foretages politisk uden brug af økonomisk værdisætning.

Om folk er udstyret med selviske eller uselviske præferencer afhængigt af godets art, kan man forsøge at teste empirisk. Et amerikansk og et dansk forskerhold gennemførte i 1999 undersøgelser, hvor man med forskellige spørgeformater appellerede til hhv. selviske og altruistiske motiver hos rekreative brugere af skove (Bjørner et al., 2000). I undersøgelserne, der foregik i USA og i Danmark, blev respondenterne bedt om at rangordne deres præferencer for forskellige rekreative udnyttelsesscenarier i nærliggende skove. Disse spændte fra et regime med meget begrænsede udfoldelsesmuligheder for publikum, over varianter af de nuværende adgangsregler, til et scenarium med en lang række rekreative udfoldelsesmuligheder og faciliteter. Respondenterne blev delt op i undergrupper, der fik forskellige ledsagekommentarer til scenarierne. For én gruppe fokuserede kommentaren på hensynet til skovens dyreliv og biodiversitet som begrundelse for at holde den rekreative aktivitet på et lavt intensitetsniveau, mens en anden gruppe blev mindet om, at en del mennesker ville være glade for øgede rekreative udfoldelsesmuligheder. En kontrolgruppe blev alene bedt om at rangordne scenarierne i overensstemmelse med deres egne præferencer.

Undersøgelserne viste, at der var meget ringe tilslutning til yderscenarierne – og stræk modvilje mod den tivolisering af naturen, som det mest vidtgående rekreative udnyttelsesscenarium skitserede. Forsøgene med at manipulere med folks præferencer viste, det var muligt at øge andelen af respondenter, der fortrækker lav rekreativ intensitet, når man appellerede til naturhensyn, men kun med nogle få procentpoint i forhold til kontrolgruppen.

Der skal naturligvis langt mere omfattende undersøgelser til for at fastslå, hvorvidt velfærdsøkonomiens adfærdsantagelser er rimelige i relation til miljøgoder, men a priori er der ikke grundlag for at afvise antagelsen om, at folk i det store hele ræsonnerer ud fra de rationalitetskriterier, som velfærdsøkonomien forudsætter. Hvilken type præferencer, man afdækker gennem økonomisk værdisætning, må vurderes ud fra den konkrete empiriske undersøgelses resultater. Derfor er det vigtigt, at undersøgelsen designes, så det er muligt at foretage en sådan test.

2.10.4 Økologisk økonomis kritik

Økologisk økonomi kan betragtes som oppositionen til den neoklassisk baserede miljøøkonomi. Det gælder specielt den del af økologisk økonomi, der tegnes af økonomer som Herman Daly og Robert Costanza (se Costanza et al., 1991). Ifølge retningens fortalere er økologisk økonomi en ny teori, der sammenkæder økonomi og økologi på en måde, der gør op med både traditionel økonomisk og naturvidenskabelig teori. Økologisk økonomis idegrundlag har udspring i Kenneth Bouldings (1966) klassiske artikel "The Economics of the Coming Spaceship Earth" og Nicholas Georgescu-

Roegens (1971) bog "The Entropy Law and the Economic Process". Resultaterne af økologisk-økonomiske analyser præsenteres ofte som naturvidenskabeligt – eller måske snarere økologisk - baserede *sandheder*. Her spiller Georgescu-Roegens teser om termodynamiske begrænsninger for den økonomiske aktivitet en afgørende rolle.[6] Daly betegner således det økonomiske system som "an open subsystem of the finite natural ecosystem" (Daly, 1991). På makroplanet er forholdet mellem disse to systemer ikke et spørgsmål om økonomiske trade-off relationer, men derimod et spørgsmål om at holde den samlede økonomiske aktivitet inden for fysisk-biologisk bestemte grænser. Ifølge Daly er det videnskabeligt påvist, at den absolutte fysisk-biologiske grænse for biosfærens bæreevne er ved at være nået (Ibid.).

Den neoklassiske miljøøkonomi opererer ikke med et videnskabeligt begrundet svar på, hvor den absolutte grænse for økonomisk vækst går, eller i hvor høj grad økonomisk vækst behøver at resultere i miljøbelastning. "Traditionelle" neoklassikere anser det for muligt at substituere sig ud af (stort set) alle naturressourcebegrænsninger, mens andre neoklassiske miljøøkonomer mener, at man bør holde sig inden for en vis "sikkerhedsmargen" mht. udnyttelsen af naturressourcer, jfr. begrebet kritisk naturkapital i afs. 2.10.5. Men den neoklassiske model opererer altså ikke med en videnskabelig "sandhed" om miljøet – i modsætning til økologisk økonomi, der ved, hvad der bør gøres i samfundets (og naturens) langsigtede interesse. Det kommer til udtryk i en *økologisk værditeori*, defineret af Costanza (1991):

> "... the economic value of ecosystems is connected to their physical, chemical, and biological role in the overall system, *whether the current public fully recognizes that role or not* [Costanza's kursivering]..."

Denne opfattelse afviser således, at økosystemværdier kan være bestemt af borgernes individuelle præferencer. På den anden side hævder Costanza ikke, at menneskelig velfærd er irrelevant i økologisk sammenhæng: "... [S]cientists may be able to derive estimates of the values that a fully informed public would produce" (Ibid). Man kan tolke dette som en *substantiel velfærdsdefinition* baseret på "objektive" kriterier, jfr. afs. 2.6. Hvad, der er godt for mennesker, afhænger ikke af, hvad de pågældende selv mener, der er godt for dem. Behovet for at afværge en økologisk katastrofe gør, at mennesker med den fornødne indsigt (scientists) må definere det værdigrundlag, der skal handles på.

Det neoklassiske paradigme tillader ikke værdidomme af denne art. Som omtalt i afs. 2.6 hviler velfærdsøkonomien på en formel velfærdsdefinition, der sætter velfærd lig med præferencetilfredsstillelse. Værdier, der ikke relaterer sig til folks præferencer, kan ikke udledes af den velfærdsøkonomiske model. Umiddelbart virker det tiltalende, når økologisk økonomi hævder, at miljøpolitikken skal baseres på videnskabelige sandheder om naturens tilstand. I praksis støder man dog på det

[6] Ifølge termodynamikkens anden lov genererer økonomisk aktivitet øget entropi i forbindelse med omsætningen af energiråstoffer og materialer til forbrugsgoder og affaldsprodukter. Der er en øvre fysisk grænse for entropiniveauet i ethvert (lukket) system. Under en antagelse om at jordkloden må betragtes som et lukket fysisk system, når Georgescu-Roegen frem til, at entropiloven repræsenterer en øvre grænse for den økonomiske aktivitet, som snart vil gøre sig gældende. Hvad energistrømme angår, er jorden imidlertid et åbent fysisk system, der modtager laventropienergi fra solen. Kun hvis det er teknisk umuligt – eller økonomisk urealistisk –at erstatte fossil energi med solenergi (og recirkulere materialestrømmene) kan termodynamikken betragtes som en absolut begrænsning for den økonomiske aktivitet. Som bekendt er det muligt at udnytte solenergi til fremstilling af bl.a. elektricitet. Selv med den nuværende teknologi kræver det kun en lille del af jordens overflade, at erstatte al energiproduktion baseret på fossile ressourcer med solenergi (se Kåberger & Månsson, 2001), men økonomisk er der naturligvis tale om et projekt, som ville kræve en betydelig omstilling.

problem, at der inden for naturvidenskaben ikke er enighed om naturens ”sande” tilstand. Neoklassisk orienterede økonomer vil tilføje, at naturvidenskaben ikke *alene* kan afgøre, hvad man bør gøre for at sikre en bæredygtig udvikling. Naturvidenskaben kan give faktuelle oplysninger om effekten af menneskelige aktiviteter på naturlige økosystemer. Men naturvidenskabelige sammenhænge fortæller ikke, i hvilket omfang vi kan tillade os at producere og forbruge. Det afhænger i lige så høj grad af vore forventninger til de økonomiske og teknologiske feedback-mekanismer, der bestemmer, i hvilken udstrækning vi kan substituere os ud af de begrænsninger, som en endelig naturressourcebeholdning repræsenterer.

Positionerne kan opdeles i varierende grader af “svage” og “stærke” bæredygtighedsopfattelser (se Dubgaard et al., 1999). Den svageste version - kendt som Solow-bæredygtighed - forudsætter, at det altid er muligt at kompensere for et miljømæssigt tab med producerede goder. I økologisk økonomi er bæredygtige substitutionsmuligheder begrænset til substitution mellem naturressourcer indbyrdes (Daly, 1990). De bæredygtighedsforudsætninger, der gøres af økologisk økonomi, betegnes ofte som stærke. Under det stærke bæredygtighedskriterium underordnes den økonomiske analyse økologiske principper. Den økonomiske teoris rolle bliver typisk reduceret til cost-effectiveness analyser af alternative strategier til opnåelse af en på forhånd fastsat standard for miljø- og naturressourcer.

2.10.5 Kritisk naturkapital

I dag finder man nok de fleste (neoklassiske) *mainstream* økonomer i en position mellem den rene neoklassiske Solow-bæredygtighed og økologisk økonomisk stærke bæredygtighedsantagelse (se Dubgaard et al., 1999). Denne position anser substitution mellem naturressourcer og producerede kapitalgoder for bæredygtig i et vist omfang; men for naturens livsunderstøttende funktioner kan der eksistere en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride. Der kan fx være risiko for ”diskontinuerte spring” forstået som et pludseligt sammenbrug af et økosystem, hvis nøglearter m.v. kommer under et vist niveau. Man afviser derfor, at miljø- og ressourceproblematikken kan overlades til teknologiske og økonomiske kræfter alene.

En opfordring til forsigtighed i relation til kritisk naturkapital finder man hos de danske økonomiske vismænd: "For visse af naturens funktioner, især de livsunderstøttende, findes der givetvis en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride... Kritisk naturkapital unddrager sig dermed kravet om afvejning mellem gevinster og omkostninger" (Det Økonomiske Råd, 1998). Da værdi i velfærdsøkonomisk forstand netop er baseret på individernes marginalistiske afvejninger/substitution mellem alternative goder, er økonomisk værdisætning ikke umiddelbart relevant for miljøgoder, der må betragtes som en del af den kritiske naturkapital.

Spørgsmålet er så, hvor mange miljøgoder, der falder ind under denne kategori. Økonomisk teori har ikke noget selvstændigt svar på dette spørgsmål. Det må afgøres politisk ud fra etiske grundholdninger og den naturvidenskabelige viden, der er til rådighed. Men (mainstream) økonomer vil hævde, at samfundet næppe vil kunne tilfredsstille legitime menneskelige behov og ønsker, hvis alle miljøværdier ophøjes til goder, der ikke kan gøres til genstand for økonomiske afvejninger. Selv for kritisk naturkapital må der anlægges et proportionalitetsprincip, der indebærer en eller anden form for afvejning – om end ikke baseret på den traditionelle marginalistiske tilgang til værdisætning.
Her bevæger vi os ind i på område, hvor de tidligere behandlede begreber som risiko, usikkerhed og forsigtighedsprincip er centrale størrelser.

2.11 Alternative prioriteringsmetoder

Velfærdsøkonomisk prioritering i from af cost-benefit analyse forudsætter, at man gennem økonomisk værdisætning kan reducere de forskellige værdidimensioner, der indgår i et prioriteringsproblem, til et monetært, dvs. uni-dimensionalt, værdimål. Som det er fremgået af gennemgangen ovenfor, er det her, en væsentlig del de metodemæssige og principielle problemer opstår. Der er udviklet alternative samfundsmæssige prioriteringsteknikker, som kan håndtere flerdimensionalitet i beslutningsprocessen, uden at værdiafvejningerne sker i monetære enheder. Disse metoder omfatter bl.a. forhandlings- og diskursbaserede tilgange, hvor der anvendes fokusgrupper, folkejuryer etc. til støtte for de politiske og administrative beslutningsprocesser. Endvidere er der udviklet en række mere formaliserede beslutningsstøttesystemer, der kan rubriceres under betegnelsen *multikriteriemetoder*. Det vil føre for vidt at komme ind på det ret betydelige antal multikriteriemetoder her. For en nærmere gennemgang og diskussion henvises til Møller (1996) og Bogetoft & Pruzan (1997). I det følgende vil vi diskutere, i hvilket omfang de alternative prioriteringsmetoder kan erstatte/supplere den velfærdsøkonomiske tilgang i form af værdisætning og cost-benefit analyse.

2.11.1 Diskursbaserede metoder

En gruppe af de alternative prioriteringsmetoder fokuserer på forhandlingsprocesser eller diskussion af alternativer. Her er målsætningen typisk at nå frem til løsninger, der kan accepteres af flest muligt, evt. konsensusløsninger – snarere end opnåelse af økonomisk efficiens i betydningen størst mulig forbedring af den *samlede* samfundsmæssige nytte eller velfærd. Dette gælder bl.a. for *aktionsforskning* (Action Research), der opstiller metoder til konfliktløsning/opnåelse af konsensus i forbindelse med projekt- og politikvurdering. Aktionsforskning har bl.a. fundet anvendelse i forbindelse med projektvurdering i udviklingslande.

Man behøver dog ikke at bevæge sig så langt væk for at finde eksempler på forhandlings- og konsensusbaserede beslutningsprocesser. Her i landet hviler politiske afgørelser i vid udstrækning på brede forlig. Ved et krav om konsensus i beslutningsprocessen risikerer man imidlertid at støde ind i efficiensproblemer set fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel. En løsning, som alle kan acceptere, behøver ikke at være den, som de fleste ville foretrække. Det er fx ikke et ukendt fænomen, at opnåelse af brede politiske forlig kræver, at der gives betydelige kompensationer til mindretal. Så længe kompensationer sker i form af finansielle overførsler uden (væsentlig) betydning for ressourceallokeringen, er dette ikke i modstrid med velfærdsøkonomiens antagelser om efficient ressourceanvendelse. Men forholder det sig sådan, at fx et efficient infrastrukturprojekt ét sted i landet skal kompenseres med et inefficient projekt et andet sted, så er der ifølge velfærdsøkonomiske begreber tale om ressourcespild i større eller mindre omfang. Her kan velfærdsøkonomiske efficiensanalyser være med til at afklare diskussionen om, hvordan man mest hensigtsmæssigt tilgodeser henholdsvis fordelings- og efficienskrav i politiske afvejninger.

2.11.2 Multikriteriemetoder

Multikriteriemetoder er en samlebetegnelse for en række mere formaliserede (matematisk og/el. grafisk baserede) beslutningsstøttesystemer til prioritering mellem projektalternativer m.m. Multikriteriemetoder tager typisk udgangspunkt i velfærdsøkonomiens begreber om præferencer og optimerende beslutningsadfærd. Men til forskel fra velfærdsøkonomisk cost-benefit analyse bygger multikriteriemetoder ikke på en målsætning om totaloptimering over samtlige beslutnings- eller værdikriterier. Bogetoft & Pruzan (1997) ser multikriteriemetoder som teknikker, der kan sikre *proceduremæssig rationalitet*, når beslutninger skal træffes under betingelser, der ikke tillader *økonomisk rationalitet/optimering* – i bl.a. cost-benefit analysens betydning. Proceduremæssig rationalitet fokuserer på effektiviteten af forskellige beslutningsprocedurer snarere end effektivite-

ten/rationaliteten af en given beslutning (Ibid.). Mere specifikt kan man anskue multikriteriemetoder som teknikker til afgrænsning af mulighedsområder for beslutninger og illustration af konsekvenserne af forskellige valg inden for et mulighedsområde, snarere en identifikation af det optimale valg. Ved at renoncere på kravet om totaloptimering over samtlige værdikriterier giver multikriteriemetoder mulighed for at operere med multidimensionale værdikriterier i prioriteringsprocessen – i modsætning til cost-benefit analysens monetære (dvs. uni-dimensionale) værdimål. Anvendelse af multikriteriemetoder forudsætter altså ikke, at alle godekategorier værdisættes i penge.

En simpel form for multikriterieanalyse er *maksimering/minimering under bibetingelser*. Ved anvendelse af lineær programmering el. lignende maksimeres/minimeres fx profitten/omkostningerne under tekniske eller fysiske restriktioner, som ikke kan eller må overskrides. Optimeringsproblemet kunne fx være valg af den afgrødesammensætning m.v., der maksimerer det samlede dækningsbidrag fra et givet landbrugsareal under de restriktioner, at den samlede kvælstoftilførsel ikke må overskride et lovbestemt niveau, og sædskiftet skal være sammensat, så en given mængde husdyrgødning kan udbringes forskriftsmæssigt. I optimeringsproblemer af den art foretages der ikke afvejninger mellem ønsket om at maksimere målvariablen, dvs. dækningsbidraget, og overholdelsen af restriktionerne. De begrænsninger, restriktionerne sætter, er absolutte – svarende til fænomenet leksikografiske præferencer under gennemgangen af forbrugeradfærd. Når der maksimeres under absolutte restriktioner, giver løsningen på maksimeringsproblemet *skyggepriser* på de kriterier, der indgår i restriktionerne. I ovennævnte eksempel får man bl.a. en skyggepris på kvælstofrestriktionen, der viser, hvor meget man kunne øge dækningsbidraget ved tilførsel af et kg ekstra kvælstof ud over det lovbestemte maksimum. Man kan med andre ord få *pris*sat det miljøhensyn, som kvælstofbegrænsningen er udtryk for. Men en beregnet skyggepris viser ikke, om omkostningerne svarer til *værdien* af miljøforbedringen. I velfærdsøkonomisk forstand udspringer værdi (som nævnt under gennemgangen af konsumentoverskud) af borgernes præferencer/betalingsvilje for miljøforbedringen.

For at multikriteriemetoder kan betragtes som et egentligt alternativ til økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse skal der være mulighed for at bestemme trade-off relationer – og ikke kun skyggepriser – for de ikke-monetariserede værdier, der indgår i beslutningsproblemet. Inden for multikriterieanalysen er der udviklet en række procedurer til præferenceformulering og -afvejning (se Bogetoft & Pruzan, 1997). En interessant metode i politisk sammenhæng er *progressiv formulering af præferencer*. Her former beslutningstageren sine præferencer fortløbende i takt med, at konsekvenserne af forskellige vægtninger illustreres. Trade-off relationerne kunne være beslutningsvægte, der viser, hvordan man (samfundsmæssigt) skal sammenveje fysisk-biologiske mål for et pesticids skadevirkninger, fx forskellige indikatorer for påvirkning af hhv. mennesker, fugle og padder (se Pease et al., 1996). Herved når man frem til et aggregeret fysisk mål for det pågældende pesticids miljøbelastning.

Spørgsmålet er så, om denne form for præferencemåling er mere eller mindre problematisk end økonomisk værdisætning. Et afgørende spørgsmål er, hvordan man udpeger relevante beslutningstagere med adkomst til at afveje værdier mod hinanden på samfundets vegne. Økonomisk værdisætning har den fordel, at det er muligt at inddrage større grupper af repræsentativt udvalgte samfundsborgere, der "blot" skal oplyse deres betalingsvilje for et givet miljøgode. Ved multikriterie-scenarier, som progressiv formulering af præferencer, er det formentlig vanskeligt at operere med grupper af tilsvarende størrelse og social bredde. Man kunne forestille sig inddragelse af et (repræsentativt) udvalg af politikere i de trade-off procedurer, som multikriteriemetoder forudsætter. Mindre fokusgrupper af repræsentativt udvalgte samfundsborgere er en anden mulighed. Men i

hvilket omfang dette er realistisk – og mindre kontroversielt end økonomisk værdisætning - må vel indtil videre stå som et åbent spørgsmål.

Ifølge Janssen & Munda (1999) er det almindeligt at anvende multikriteriemetoder i forbindelse med VVM-redegørelser i Holland. Vi er ikke bekendt med, at multikriteriemetoder anvendes i den politiske og administrative beslutningsproces i Danmark.[7] Men der er en omfattende forskning i gang inden for dette område, som utvivlsomt vil vise sig relevant for den politiske og administrative beslutningsproces fremover. Det drejer sig bl.a. om udvikling af metoder ved KVL til planlægning af flersidig skovdrift (se fx Strange, 2000).

2.11.3 Registrering af præferencedannelse

Inden for den nyeste forskning på dette område ser man eksempler på, at multikriteriemetoder (Multi-Attribute-Utility-Teory – MAUT) anvendes i samspil med metoder fra værdisætningsteorien, nærmere betegnet den betingede værdisætningsmetode (Russell et al., 2001).[8] Her bevarer man muligheden for eksplicit hensyntagen til flerdimensionaliteten af værdier i fx økosystemer samtidig med at undersøgelsen leder frem til betalingsviljesskøn i monetære enheder. Om man dermed har fundet en tilfredsstillende løsning på afvejningsproblematikken i miljøbeslutninger, er det nok for tidligt at udtale sig om.

Payne et al. (1999) hævder, at man som hovedregel må gå ud fra, at respondenter konstruerer præferencer for de goder, man beder dem om at opgive en betalingsvilje for, men at man ikke af den grund behøver at opgive præferencemåling. Artiklen foreslår retningslinjer for måling af konstruerede præferencer. De værdimål, man på den måde når frem til, kan næppe betragtes som økonomiske værdier i traditionel økonomisk (dvs. neoklassisk) forstand, men tilgangen er interessant set fra politisk beslutningssynsvinkel.

[7] I Skov- og Naturstyrelsen regi er der dog lavet et forarbejde til indførelse af multikriteriemetoder i forbindelse med prioritering af naturforvaltningsprojekter m.v. (se Skov- og Naturstyrelsen, 1990).

[8] Den anvendte metode minder om tilgangen i en dansk undersøgelse af skovgæsters præferencedannelse (se Bjørner et al., 2000).

3 ØKONOMISK VÆRDI AF BIODIVERSITET

Man kan skelne mellem biologiske ressourcer i generisk forstand og biodiversitet. En generisk biologisk ressource kan være et gen, en art eller et økosystem, mens biodiversiteten refererer til variationen inden for og mellem de biologiske ressourcer - fra gener til økosystemer (Moran & Pearce, 2000). I økonomisk forstand kan biodiversitet betragtes som attributter i form af variation, der øger de biologiske ressourcers værdi. Centrale mål for biodiversitet er de biologiske ressourcers omfang, geografiske fordeling og genetiske forskellighed.

Værdi i velfærdsøkonomisk betydning er et antropocentrisk begreb, der tager udgangspunkt i menneskers præferencer. Men som tidligere nævnt indebærer den antropocentriske tilgang ikke, at det kun er naturens brugsværdier, der indgår i værdibegrebet. For biodiversitets vedkommende omfatter værdikategorierne:

?? Ydelser som *produktionsfaktor* (jordens frugtbarhed, fiskebestande m.m.)

?? Input i *forbruget* (jagt, lystfiskeri, iagttagelse af dyrelivet og friluftsliv generelt)

?? *Økologiske* ydelser (f.eks. erosionskontrol og CO_2-binding)

?? *Informationsydelser* (videnskabelig værdi af genetisk information m.m.)

?? *Optionsværdi* (nytte af muligheden for at kunne bruge en ressource)

?? *Eksistensværdi* (ikke-brugsrelateret tilfredsstillelse ved bevidstheden om at arter og økosystemer m.m. findes)

?? *Testamentarisk* værdi (tilfredsstillelse ved at tilgodese kommende generationers velfærd)

?? *Resiliens* (begrænsning af risiko/usikkerhed gennem genetisk og økologisk variation)

?? Etiske, historiske o.a. *symbolværdier* (fx opfattelse af forpligtelser over for naturen, naturens egenværdi etc.).

Vi vil se nærmere på disse værdikategorier og deres værdisætning i det følgende.

3.1 Funktionsværdier

Værdien af biologiske ressourcers ydelser som faktorinput i produktionen kan normalt udledes af markedsdata, fx ved beregning af ressourcerenten af fiskebestande og økologiske ydelser m.m. Her kan *dosis-respons-metoden* være relevant (se afs. 4.1). De rekreative ydelsers værdi må normalt opgøres ved anvendelse af økonomiske værdisætningsmetoder. Hele spektret af værdisætningsmetoder (rejseomkostningsmetoden, husprismetoden, betinget værdisætning og valghandlingseksperimenter) kan bringes i anvendelse her. Bortset fra rejseomkostningsmetoden er der eksempler på alle disse teknikker i kapitel 5 og 6 om case-studier og benefitestimatoverførsel.

3.2 Resiliens

Økosystemers *resiliens* eller robusthed spiller en særlig rolle, idet man her inddrager risiko og usikkerhed i de økonomiske velfærdsbetragtninger. Den centrale antagelse er, at jo større genetisk og biologisk variation, der findes inden for arter og økosystemer, desto mindre er risikoen for, at de pågældende biologiske ressourcer forsvinder eller mister deres funktionsduelighed som følge af eksterne forstyrrelser (Holling et al., 1994). Perrings (1995) forklarer dette med, at sandsynligheden for funktionssubstitution mellem arterne i det påvirkede økosystem stiger med diversiteten. Substitutionen indebærer, at de truede eller påvirkede arters roller i systemet overtages af andre arter, hvorved systemets beståen og funktionsduelighed sikres. En lignende betragtning kendes fra investeringsteorien, hvor en mere divers porteføljesammensætning reducerer risikoen for (store) tab. Overført på biologien kan en høj grad af biodiversitet betragtes som en forsikring mod arters og økosystemers sammenbrud som følge af uforudsete hændelser (Moran & Pearce, 2000). De velfærdsøkonomiske aspekter af risiko og usikkerhed er behandlet i afs. 2.9 ovenfor. Som det fremgår af dette afsnit, kan risikoreduktioner have en betydelig økonomisk værdi, der i princippet vil kunne opgøres ved hjælp af værdisætningsmetoder. Men som nævnt er der ikke mulighed for at gennemføre empiriske analyser af størrelsesordenen af denne værdi i nærværende udredning.

3.3 Informationsydelser

En af grundene til at ofre ressourcer på at sikre biodiversitet kan være et ønske om at bevare den information, der er indlejret i forskellige arters gener. Økonomisk kan denne information få værdi inden for medicinalindustrien, planteforædling og bioteknologien i det hele taget. Det er nærliggende at antage, at jo længere en arts evolutionsvej er, desto større er sandsynligheden for, at arten besidder unikke genetiske karakteristika (Weitzman,1998). Det betyder, at der især bør satses på at bevare de arter, der har den længste evolutionsvej. Weitzmans prioriteringsprincip, der er kendt som Noahs ark-modellen, leder frem til, at det alt andet lige er bedre at satse ressourcer på bevare en art, der er moderat truet, men besidder en unik udviklingshistorie, end en art der er ekstremt truet, men ikke har en særlig unik historie. Problemstillingen er næppe særlig relevant for Danmarks vedkommende, hvor der kun findes få endemiske arter.

3.4 Eksistens- og symbolværdier

Eksistensværdi kan udspringe af en personlig tilfredsstillelse ved at vide at fx blåhvalen eksisterer som art, selvom man måske ikke regner med nogensinde at få et eksemplar af arten at se. Den kan også bero på en følelse af pligt til at beskytte arter, fx af hensyn til kommende generationer af mennesker (testamentarisk værdi), eller fordi man har den etiske opfattelse, at andre arter har ret til at eksistere. Det er relativt få arters overlevelse, der afhænger af, hvad vi gør i Danmark. Men eksistensværdi af biodiversitet findes givetvis også på nationalt plan. De fleste danskere tillægger det utvivlsomt værdi, at storkens findes som ynglefugl i Danmark (jfr. den store medieopmærksomhed på dens årlige ynglesucces), selvom dens tilstedeværelse her i landet ikke spiller nogen nævneværdig rolle for dens overlevelse som art. Storkens eksistensværdi for danskere må snarere tilskrives en følelse af, at storken historisk hører til her (symbolværdi), at den betragtes som indikator for miljøet tilstand generelt eller lignende. Eksistensværdi i national forstand omfatter formentlig de fleste arter, der er hjemmehørende i Danmark.

Hvad eksistens- og symbolværdierne angår, er det som tidligere omtalt ikke sikkert, at disse kan værdisættes inden for den velfærdsøkonomiske begrebsramme, hvor det er individernes vilje til at substituere mellem miljøgoder og andre goder, der bestemmer værdiforholdet. I praksis vil man her kunne støde på leksikografiske præferencer, som udelukker substitution og dermed bestemmelse af en (endelig) økonomisk værdi. En række udenlandske undersøgelser tyder dog på, at biodiversitets

eksistensværdi i mange tilfælde kan værdisættes. Nogle af disse undersøgelser vil blive benyttet til overførsel af benefit-estimater i nærværende udredning.

4 VÆRDISÆTNINGSMETODER

Værdisætning af miljøgoder er blevet praktiseret siden 1950'erne. I boksen nedenfor ses de vigtigste trin i metodeudviklingen inden for økonomisk værdisætning. USA er førende på området, og her indgår økonomisk værdisætning direkte i den miljøpolitiske beslutningsproces. Som det fremgår af bilag I, har stigende krav om økonomiske efficiensanalyser i den amerikanske miljølovgivning været en væsentlig drivkraft bag udviklingen af værdisætningsmetoder i det hele taget. Vi vil i det følgende se nærmere på de metoder, der anvendes inden for økonomisk værdisætning, herunder metoder der ikke i strikt forstand fører til værdisætning, men snarere til prissætning af ikke-markedsgoder.

Udviklingen af

økonomiske værdisætningsmetoder

1940'erne

Harold Hotelling lancerer ideen til *rejseomkostningsmetoden.*

1950'erne og -60'erne

Rejseomkostningsmetoden kommer i anvendelse.

1970'erne

Hedonisk værdisætning (huspriser m.v.) og den *betingede værdisætningsmetode* tages i brug.

1980'erne

Den betingede værdisætningsmetode gennemgår betydelig metodeudvikling. Stærk vækst i brugen som følge af inddragelse i amerikansk miljølovgivning.

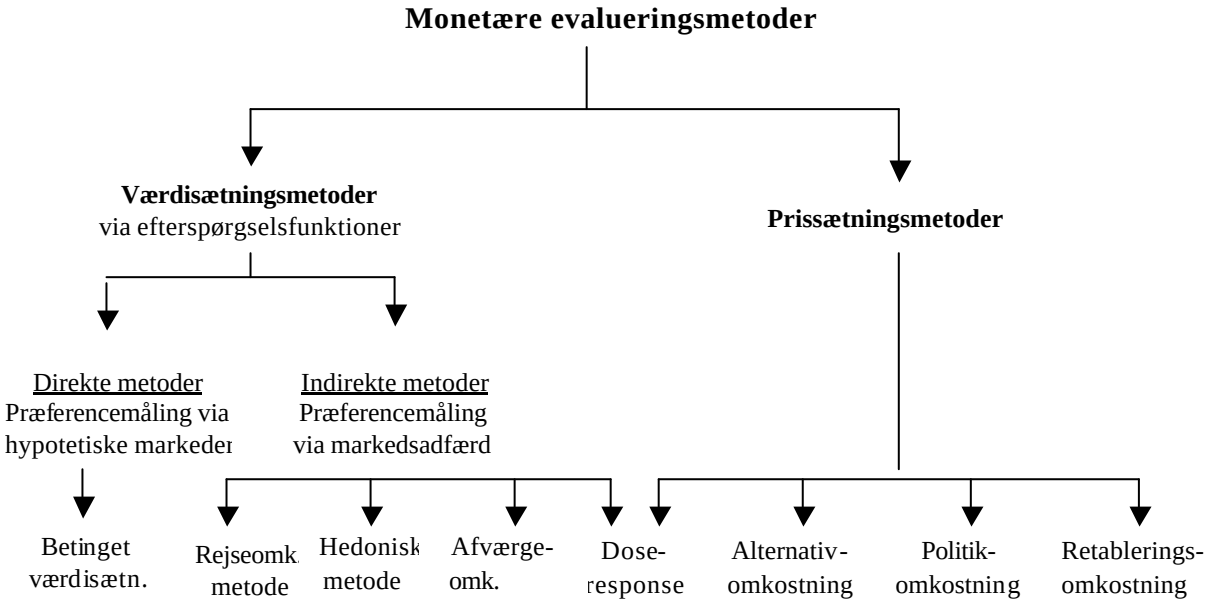
1990'erne

Videnskabelig kontrovers om den betingede værdisætningsmetode. *Choice experiments* (baseret på teknikker fra bl.a. markedsanalyse) kommer i brug. Stigende interesse for udvikling af benefit transfer metoder.

4.1 Værdisætning kontra prissætning

præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder, jfr. figur 3 nedenfor. De præferencebaserede metoder søger at estimere økonomiske *adfærdsrelationer* i form af efterspørgselsfunktioner eller marginale betalingsviljefunktioner, dvs. den sammenhæng mellem pris og efterspurgt mængde, som man ville kunne iagttage, hvis godet blev omsat på et marked. Man prøver med andre ord at afsløre folks betalingsvilje (fx over skatten) for goder, som ikke har en markedspris. Den estimerede betalingsviljefunktion for et ikke-markedsgode afspejler individernes afvejning af det pågældende gode over for forbrug af markedsgoder. Værdien af en given miljøindsats udtrykkes gennem velfærdsmål opgjort som ændringer i konsumentoverskuddet som følge af kvalitets- eller mængdeændringer for det betragtede miljøgode. Vi kan som eksempel

betragte foranstaltninger til begrænsning af grundvandsforurening. At værdisætte en sådan politik vil sige at afsløre, hvor meget folk maksimalt vil opgive af forbrugsmuligheder/indkomst for at sikre, at grundvandet overholder nærmere specificerede renhedsstandarder.



Figur 3. Værdisætnings- og prissætningsmetoder

De ikke-præferencebaserede metoder kan betegnes som *prissætning*. Prissætningsmetoder tager ikke udgangspunkt i individernes økonomiske adfærd, men typisk i omkostningerne ved at realisere en given miljømålsætning. Ser vi igen på grundvandseksemplet, kan overholdelse af de politisk vedtagne grænseværdier for nitrat og kemikalier prissættes til de samfundsmæssige omkostninger ved at begrænse forureningen til et niveau, der er foreneligt med renhedsmålsætningen. Omkostningsrelationer er naturligvis uhyre relevante, når en miljøpolitik skal vurderes. Men prissætningen viser ikke, om befolkningens betalingsvilje står mål med omkostningerne – eller om der evt. er betalingsvilje for en endnu større indsats. Prissætning kan derfor ikke besvare det grundlæggende spørgsmål om, hvordan samfundets knappe ressourcer bør allokeres mellem miljøhensyn på den ene side og opfyldelse af andre menneskelige behov på den anden.

4.2 Prissætningsmetoder

Når miljøgoder monetariseres ud fra markedspriser er der, jfr. højre side af figur 3, flere tilgange:

- *Alternativomkostningsmetoden*: Monetariserer en ikke-markedsmæssig miljøressources ydelser ud fra omkostningerne ved at sikre tilsvarende goder gennem alternative foranstaltninger. Fx kan ”prisen” på rent grundvand til drikkevandsforsyning opgøres som omkostningerne ved at rense forurenet grundvand for nitrat og div. kemikalier. Metoden fortæller ikke, om forbrugernes præferencer/betalingsvilje i relation til drikkevandets renhedsgrad er større eller mindre end omkostninger ved at overholde den givne standard.

- *Den førte miljøpolitiks omkostninger*: Her prissættes et (bevaret) miljøgode ud fra de omkostninger, en given beskyttelsespolitik medfører. Fx kunne ”værdien” af den danske urfugl sættes til de omkostninger, det offentlige påtog sig til bevarelsesforanstaltninger. Heller ikke her behøver der at være overensstemmelse mellem størrelsen af de afholdte omkostninger og befolkningens betalingsvilje for alternative foranstaltninger til artens bevarelse.

- *Retableringsomkostninger*: Et miljøgodes pris kan sættes lig omkostningen ved tilvejebringelsen af et tilsvarende miljøgode et andet sted. Sløjfes et vandhul i forbindelse med et anlægsarbejde, kan det prissættes som omkostningerne ved at etablere et tilsvarende vandhul i et nærliggende område. Metoden er begrænset til miljøressourcer, det er muligt at genskabe med nogenlunde identiske kvaliteter. Selvom det evt. er fysisk muligt, er det ikke givet, at den berørte befolknings betalingsvilje for godet står mål med retableringsomkostningerne.

- *Dosis-responsmetoden*: Adskiller sig fra ovenstående metoder ved at der indgår fysisk-biologisk funktionsbeskrivelse af sammenhængen mellem graden af miljøbelastning (dosis) og miljøeffekt (respons) - fx fosforkoncentration i udledt spildevand ? eutrofiering af vandmiljøet ? reduceret fiskebestand. Opgøres den økonomiske skadevirkning af varierende forureningsomfang som tabet af producentoverskud/ressourcerente i fiskeriet, er der tale om et velfærdsmål – og dermed værdisætning i velfærdsøkonomisk forstand. Da metoden benytter markedspriser til monetarisering af de fysisk-biologiske størrelser, er anvendelsesområdet begrænset til miljøpåvirkningers betydninger for produktionen af markedsgoder - såsom fisk, mens tab af fx rekreativ kvalitet ikke kan opgøres, medmindre der suppleres med præferencebaserede værdisætningsmetoder.

Prissætningsmetoder er som regel lettere at anvende end præferencebaserede værdisætningsmetoder, men som omtalt giver prissætning ikke nødvendigvis et velfærdsøkonomisk korrekt mål for den samfundsmæssige *værdi* af benefits ved miljøpolitiske tiltag.

4.3 Værdisætningsmetoder

Værdisætningsmetoder opdeles i direkte og indirekte metoder. For begge kategorier er der tale om estimation af efterspørgselsrelationer, som kan danne grundlag for beregning af velfærdsmål/konsumentoverskud.

4.3.1 Indirekte metoder

Indirekte værdisætningsmetoder søger (typisk) at identificere folks betalingsvilje for ikke-markedsgoder gennem iagttagelse af deres efterspørgsel efter markedsgoder, der er komplementære til "forbruget" af det betragtede ikke-markedsgode. Et oplagt eksempel på komplementaritet er udgifterne til transport i forbindelse med besøg i rekreative områder. Kravet om komplementaritet til et markedsgode betyder, at indirekte metoder kun kan anvendes til værdisætning af miljøgoders brugsværdi.

- *Rejseomkostningsmetoden* er blevet benyttet siden 1950’erne. Ved at sammenholde den relative besøgshyppighed med de besøgendes transportafstand/-omkostninger til et rekreativt område estimeres en *efterspørgselsfunktion* for de rekreative muligheder, som området tilbyder. Ud fra den estimerede efterspørgselsfunktion beregnes de rekreative ydelsers økonomiske værdi som konsumentoverskuddet ved at benytte området. I de seneste år er rejseomkostningsmetoden videreudviklet til også at kunne værdisætte forskelle i rekreative områders kvalitet, fx mht. biodiversitet. De pågældende metoder går under betegnelsen *Random Utility Models* (RUM). Fx

kan fugleinteresseredes valg af observationslokaliteter danne grundlag for værdisætning af biodiversitets brugsværdi.

- Den *hedoniske værdisætningsmetode* fokuserer på sammenhængen mellem miljøkvalitet og markedspriser. Den mest udbredte variant er husprismetoden, der måler betalingsviljen for miljøgoder ved at sammenholde husprisforskelle med variationen i diverse miljøvariable – så som afstand til rekreative områder, udsigt, støjbelastning osv. Med udgangspunkt i lønforskelle (for sammenlignelige kategorier af arbejdskraft) er hedoniske metoder også blevet anvendt til værdisætning af arbejdsmiljø. I afs. 6.1 benyttes resultatet af en husprisundersøgelse til værdisætning af rekreative brugsværdier.

- *Afværgeomkostningsmetoder* værdisætter miljøkvalitet ved at sammenholde husholdningers omkostninger til diverse beskyttelsesforanstaltninger med forureningsgraden i forskellige områder. Det kan fx være køb af drikkevand på flasker som funktion af vandværksvandets forureningsgrad, eller andre foranstaltninger til beskyttelse mod forurening.

De indirekte metoder har den fordel, at værdisætningen ikke er baseret på subjektive tilkendegivelser, men folks faktiske økonomiske adfærd. Deres begrænsning er, at det som nævnt kun er muligt at værdisætte miljøgoders brugsværdi, idet værdisætningen er baseret på komplementaritet i forbruget af hhv. markedsgoder og ikke-markedsgoder.

4.3.2 Direkte metoder

Direkte værdisætningsmetoder er ikke baseret på komplementaritet mellem markeds- og ikke-markedsgoder. Der opstilles i stedet *hypotetiske markeder* for tilvejebringelse af fx miljøgoder. Repræsentativt udvalgte respondenter udspørges herefter om deres betalingsvilje, fx for en nærmere specificeret forøgelse af biodiversiteten i et bestemt område. Gennem det sidste par årtier har direkte værdisætningsmetoder vundet stigende udbredelse. Det skyldes ikke mindst, at disse metoder (i princippet) kan benyttes til værdisætning af *alle* værdikategorier, herunder ikke-brugsværdier såsom eksistensværdien af biodiversitet. De i dag anvendte direkte værdisætningsmetoder kan rubriceres inden for to hovedgrupper:

- Den *betingede værdisætningsmetode*, på engelsk *Contingent Valuation Method* (*CVM*), er en fællesbetegnelse for en række teknikker, hvor respondenten bliver interviewet om bl.a. sin betalingsvilje for et miljøgode, et projekt el. lignende – under nærmere specificerede *betingelser* mht. til godets frembringelse, tilgængelighed, betalingsmåde osv. Contingent valuation teknikkerne er i dag til den mest benyttede værdisætningsmetode – og den mest kontroversielle.

- *Conjoint analyser, choice experiments* m.v. er oprindelig udviklet til markedsanalyse, men har i de senere år vundet stigende udbredelse inden for økonomisk værdisætning af miljøgoder. Til forskel fra betinget værdisætning udspørges respondenten ikke direkte om sin betalingsvilje for et miljøgode, –projekt el. lignende. I stedet vælger respondenten mellem varianter af samme generiske gode, hvor forskellen består i forskellig sammensætning af relevante godeattributter, fx træartssammensætningen i en skov, afvejning af hensynet til beskyttelse af dyrelivet og offentlighedens adgang til naturområder osv. Økonomisk værdisætning muliggøres ved at lade forskellig pris (i form af fx skattebetaling) indgå som et af godeattributterne.

De direkte værdisætningsmetoder har som nævnt et bredere anvendelsesområde end de indirekte, men den manglende forankring i faktiske markedstransaktioner betyder, at resultaterne har hypote-

tisk karakter. Af samme grund har hypotetiske værdisætningsmetoder mødt betydelig modstand – inden for såvel som uden for det økonomiske fagområde. Vi vil i det følgende se nærmere på disse metoder og kritikken af dem.

4.4 Den betingede værdisætningsmetode

Den betingede værdisætningsmetode – eller Contingent Valuation Method (CVM) – tager som nævnt udgangspunkt i et scenarium for bevarelse/frembringelse af et ikke-markedsgode, fx et miljøgode. Efter at have fået beskrevet godets karakter og reglerne for dets frembringelse, tilgængelighed og betalingsmåde bliver respondenterne bedt om at oplyse deres betalingsvilje (fx over skatterne) for det pågældende gode. Der er udviklet forskellige interviewteknikker og statistiske metoder, som bl.a. skal forhindre, at respondenterne udviser strategisk adfærd ved sådanne undersøgelser, og efterprøve, om der er rimelig sammenhæng mellem den oplyste betalingsvilje og økonomisk teoris antagelser om rationel økonomisk adfærd.[9]

Når det drejer sig om betalingsviljen for det gode, der ønskes værdisat, kan de anvendte spørgeteknikker opdeles i to hovedvarianter:

?? *Åbne spørgsmål (open-ended):* Respondenten bliver spurgt, hvor meget hun maksimalt vil betale for at få adgang til godet?

?? *Ja/nej-spørgsmål (dichotomous choice)*: Her bliver respondenten spurgt, om han er villig til at betale et angivet beløb for at få adgang til godet? Beløbet varieres systematisk mellem forskellige grupper af respondenter.

Nedenstående er et eksempel på et *åbent* betalingsviljespørgsmål:

> I denne undersøgelse vil vi forsøge at sammenligne friluftsliv i danske skove med ydelser, man betaler for. Prøv at forestille dig, at man som skovgæst skulle have købt adgangskort til skovene. Hvad ville du så højst have betalt for et årskort, der gav dig adgang til at benytte de danske skove i samme omfang, som du har gjort i løbet af det sidste år?
> Det største beløb, jeg ville have betalt for et årskort er: ..... KR.

Set fra analytikerens synspunkt er åbne spørgsmål det letteste format at håndtere og analysere, men det stiller store krav til respondenten. Ikke alene skal respondenten forholde sig til betaling for et gode, som pågældende ikke har erfaring med at købe, hun skal også finde frem til sin *maksimale* betalingsvilje for godet – dvs. konsumentoverskuddet. For at støtte respondentens overvejelser mht. til realistisk størrelsesorden kan åbne betalingsviljespørgsmålet være understøttet af et *betalingskort (payment card)*, hvor respondenten bliver bedt om at angive sin maksimale betalingsvilje ved afkrydsning af et beløb inden for et angivet beløbsinterval. En særlig variant er *bidding game*, hvor beløbet øges/sænkes indtil respondenten ændrer svar fra accept til afvisning og vice versa.

[9] Detaljerede beskrivelse af de forskellige teknikker inden for betinget værdisætning findes i Mitchell & Carson (1989) og Garrod & Willis (1999). Hanemann & Kanninen (1999) gennemgår de statistiske metoder, der anvendes til analyse af (binære) CV-responsdata.

Det, man som forbruger primært er vant til, er overvejelser af arten: skal jeg købe eller undlade at købe til en given pris. Ja/nej (dichotomous choice) formatet svarer derfor bedre til forbrugerens sædvanlige valghandlinger. Et *dichotomous choice* spørgsmål kan formuleres som følger:

> I denne undersøgelse vil vi forsøge at sammenligne værdien af friluftsliv med fritidsaktiviteter, som man *betaler* for. Prøv at *forestille* dig at:
> - Man kunne købe *årskort* til *Vestskoven* som giver fri adgang i en periode på et år.
> - Uden betaling ville man ikke have adgang til Vestskoven.
>
> Under de forudsætninger vil jeg bede dig om at overveje, om du ville købe årskort til Vestskoven, hvis det kostede: *X* kr.
>
> Ja____ Nej____

I ovennævnte eksempel fra en undersøgelse af betalingsviljen for adgang til Vestskoven varierede "prisen" (*X* kr.) fra 75 til 2.500 kr. for et årskort over 10 forskellige respondentgrupper. Beløbsintervallet skal være stort nok til at give betydelig variation i ja-procenten mellem de forskellige grupper. Det er den faldende accept-rate som følge af stigende pris, der giver det statistiske grundlag for at estimere en efterspørgsels- el. betalingsviljefunktion – og dermed et konsumentoverskud for det pågældende gode. For af få mere information pr. respondent suppleres et dichotomous choice betalingsviljespørgsmål ofte med et eller flere opfølgende betalingsspørgsmål. Hvis respondenten svarer ja til det initiale beløb, øges beløbet i næste spørgsmål - og omvendt hvis svaret på initialspørgsmålet er negativt.

Umiddelbart minder dichotomous choice formatet om en opinionsundersøgelse, hvor man spørger folk, om de ville stemme ja eller nej gennemførelse af fx Skjernåprojektet. Selvom der er lighedspunkter, er der i økonomisk henseende afgørende forskel på værdisætning og afstemning. Som nævnt fører betinget værdisætning frem til et velfærdsmål i form af konsumentoverskud. Dvs. at det er præferencer i form af økonomiske efterspørgselsrelationer, der estimeres. En folkeafstemning, hvor man kan stemme ja eller nej til et forslag, registrerer også individuelle præferencer, men ikke i en form, der (umiddelbart) kan omsættes til et økonomisk velfærdsmål. En ja- eller nej-stemme angiver, om politikkens gennemførelse foretrækkes frem for nul-alternativet; men de afgivne stemmer indeholder ikke specifik information om stemmeafgivernes betalingsvilje.

Det er i dag den fremherskende opfattelse, at dichotomous choice formatet er at foretrække ved betingede værdisætningsundersøgelser, jfr. afs. 4.6 nedenfor om NOAA-panelets anbefalinger. Det skyldes ikke alene, at det er lettere for respondenterne at forholde sig til dette format rent kognitivt. Dichotomous choice må også betragtes som det spørgeformat, der giver de mindste incitamenter til og muligheder for strategisk adfærd i forbindelse med besvarelsen af betalingsviljespørgsmål (se Hoehn & Randall, 1987 og Carson et al., 2001).[10]

Ud over betalingsviljespørgsmål indeholder en betinget værdisætningsundersøgelser er række spørgsmål om respondentens præferencer for eller brug af det gode, der værdisættes, samt demografiske og socioøkonomisk karakteristika. Ofte stilles der *debriefing*-spørgsmål, som skal afklare, om respondenten har forstået det opstillede scenarium. De indsamlede demografiske og socioøkonomiske data benyttes efterfølgende til *validitets*-undersøgelser (typisk ved anvendelse af regressions-

[10] Der er dog ikke fuld enighed om, at dichotomous choice formatet er at foretrække. På grundlag af erfaringer fra økonomiske eksperimenter vurderer Balistreri et al. (2001), at open ended formatet giver resultater, der i praksis ligger tættere på den faktiske betalingsvilje.

analyse), hvor det undersøges, om den oplyste betalingsvilje er i overensstemmelse med kriterierne for rationel økonomisk adfærd.

4.5 Den betingede værdisætningsmetodes problemer

Selvom den betingede værdisætningsmetode har opnået betydelig udbredelse, er der langt fra enighed om dens pålidelighed – eller berettigelse. De centrale spørgsmål er, om folk er i stand til at forholde sig økonomisk rationelt til de scenarier, de skal tage stilling til, og om de svarer ærligt på betalingsviljespørgsmålene.[11]

4.5.1 Kognitive problemer

Hvad spørgsmålet om rationalitet eller konsistens angår, stiller velfærdsøkonomien generelt store "krav" til individets viden og kognitive kapacitet. Det teoretiske udgangspunkt er, at det enkelte individ har en ordning af alternativer, en præferencerelation, der sætter den pågældende i stand til at vælge rationelt mellem forskellige goder. En afgørende forudsætning for rationelt valg er, at præferencerelationen er total. Det betyder, at individet skal have kendskab til alle de goder, som det er relevant for den pågældende at inddrage i sine nyttemaksimeringsbestræbelser. Taget som den står, er denne forudsætning naturligvis urealistisk. Det gælder ikke alene i relation til værdisætning af miljøgoder m.m., men også for den almindelige forbrugerteoris antagelse om individets nyttemaksimerende valg af markedsgoder. Medmindre ens valgmuligheder begrænser sig til opretholdelse af livet på et eksistensminimum, er det umuligt at overskue det samlede udbud goder, som det kunne være relevant at inddrage i nyttemaksimeringskalkulen. Alligevel betragter man i en markedsøkonomi folks frie forbrugsvalg som en afgørende forudsætning for efficient allokering af ressourcerne. Værdisætningsøkonomer hævder på den baggrund, at veldesignede værdisætningsundersøgelser kan give – om ikke den absolutte sandhed om miljøgoders økonomiske værdi – så i det mindste skøn, der ikke behøver at være væsentlig mere usikre end den information om individuelle præferencer, der udveksles via markedets prismekanisme (se fx Carson et al., 2001).

Selvom forudsætningen om fuld viden principielt er urealistisk, uanset om det er markedstransaktioner eller hypotetiske valg man betragter, så er der grund til særlig forsigtighed, når det drejer sig om miljøgoder. Man kan ikke regne med, at folk har detailkendskab til alle de fysisk-biologiske sammenhænge, der har betydning for diverse økosystemers funktion. Den information om naturforhold, som værdisætningsundersøgelsen bibringer respondenterne, kan dermed skabe en ny præferencerelation hos de udspurgte – snarere end at registrere de værdier der udspringer af eksisterende præferencer. Nogle vil hævde, at det begrænser værdisætningsspørgsmåls relevans til miljøgoder, der i forvejen indgår i folks bevidsthed som relevante værdikategorier. Men som Carson et al. (2001) påpeger, er det et mere restriktivt krav, end man almindeligvis stiller til information baseret på markedsadfærd. Når et nyt produkt lanceres på et marked, gælder det også, at forbrugerne må reorganisere deres præferencer. De muligheder, det nye produkt giver, må sammenholdes med de begrænsninger i det eksisterende forbrug, som køb af produktet vil medføre. Der er naturligvis en risiko for, at nogle forbrugere i den situation træffer uinformerede beslutninger, som de senere fortryder; men i almindelighed betragter man ikke det individuelle forbrugsvalg som velfærdsfærdsmæssigt irrelevant, selvom det drejer sig om nye produkter.

Et interview giver dog ikke respondenten ret meget tid til at sætte sig ind i og overveje helt nye problemstillinger. Rent kognitive begrænsninger tilsiger, at man bør være forsigtig med at indbygge et

[11] Fremtrædende kritikeres synspunkter finder man bl.a. i Hausman (1993), Kahneman et al. (1999) og McFadden, (1999). Carson et al. (2001) opsummerer og imødegår den kritik, der gennem de sidste 10-15 år er rettet mod den betingede værdisætningsmetode.

større oplysningsprojekt i en betinget værdisætningsundersøgelse. De miljøaspekter, man undersøger bør så vidt muligt "oversættes" til almene værdikategorier, som folk i almindelighed kender til. Fx bør betalingsviljespørgsmål for tiltag, der vil føre til ændringer i biodiversiteten, relatere sig til biologiske kategorier, som de fleste danskere kender og værdsætter. Det giver næppe mening at bede folk om at oplyse deres betalingsvilje for en ændring i dyrkningspraksis, som vil resultere i en nærmere specificere forøgelse af ukrudtsfrø og bladlus. Det er ikke ukrudtsfrø og bladlus, der har værdi for folk i almindelighed, men derimod de resulterende ændringer i bestanden af fugle som sanglærke, agerhøne osv.

4.5.2 Embedding

Et særligt problem ved økonomisk værdisætning af miljøændringer er, at folk kan have svært ved at overskue den størrelsesorden og sammenhæng, som den omhandlede ændring indgår i. Man taler i den forbindelse om *embedding* (indlejringseffekter). Embedding er en samlebetegnelse, der bruges om forskellige fænomener, der mere specifikt betegnes som hhv. *sequencing* og *nesting*. Ved *sequencing* forstås, at betalingsviljen for et gode afhænger af dets orden i en sekvens af værdisætninger, hvor der indgår flere goder. *Nesting* optræder, når betalingsviljen ikke varierer (tilstrækkeligt) med omfanget/størrelsesordenen af godet - i litteraturen også betegnet som manglende følsomhed over *scope*. En række hyppigt citerede eksempler viser, at der kan optræde sådanne embeddingproblemer i betingede værdisætningsundersøgelser (se Kahneman & Knetsch, 1992 og Diamond & Hausman, 1993).

I et vist omfang kan embedding forklares inden for rammerne af velfærdsøkonomisk teori som resultat af substitutions- og indkomsteffekter (se Hanemann, 1995 og Carson et al., 2001). Ser vi på et fænomen som *sequencing*, må man regne med, at betalingsviljen for et naturgenopretningsprojekt - fx Skjern Å - vil være påvirket af, om værdisætningsscenariet indeholder en sekvens af værdisætningsspørgsmål vedr. andre projekter, eller Skjernåprojektet er det eneste, respondenten bliver bedt om at oplyse sin betalingsvilje for. Der er kritikere af betinget værdisætning, som afviser metoden med den begrundelse, at man så kan manipulere med værdisætningsskøn gennem valget af den kontekst, som værdisætningsobjektet indgår i. Tilhængere af metoden afviser ikke, at rækkefølgeeffekter kan optræde i betingede værdisætningsundersøgelser. Men som Carson et al. (2001) fremhæver, så er værdier i økonomisk forstand ikke absolutte, men derimod *relative* og *kontekstafhængige* størrelser. Det gælder vel at mærke for markedsgoder såvel som ikke-markedsgoder. Størrelsen af nedgangen i konsumentoverskuddet ved en prisstigning på fx fjerkrækød afhænger således af, om der forud har været prisstigninger på svine- og oksekød, eller fjerkrækød er det eneste der bliver dyrere.

Sekvensafhængighed er et "problem", som ikke alene gør sig gældende ved økonomiske undersøgelser. Fra beslutnings- afstemningsteorien er det kendt, at udfaldet afhænger af antallet af alternativer og beslutningsrækkefølgen. Uanset hvordan, man træffer politiske beslutninger om miljøprojekter og -programmer, må sammenhængen overvejes. Benytter man værdisætningsresultater i de politiske afvejninger, må man gøre sig klart, hvilken kontekst værdisætningen er foregået i; herunder om det er et enkeltstående projekt, der er værdisat, eller projektet er en del af et større program.

Nesting eller ufølsomhed over for *scope* kan vise sig ved, at betalingsviljen for naturgenopretning af fx 1.000 ha vådområde ikke afviger (væsentligt) fra betalingsviljen for et program, der omfatter100.000 ha. Det strider (umiddelbart) mod økonomisk teoris antagelse om, at mere altid foretrækkes frem for mindre. Ufølsomhed over for scope er derfor blevet tolket som udtryk for, at respondenterne i betingede værdisætningsundersøgelser ikke udviser, hvad der svarer til rationel økonomisk adfærd. Også her kan substitutions- og indkomsteffekter forklare en del (se Carson et al.,

2001), men det er på den anden side ikke sandsynligt, at betalingsviljen for miljøgoder i almindelighed skulle være stort set ufølsom over for størrelsen eller omfanget af en ændring. Spørgsmålet er imidlertid, hvor hyppigt nesting- eller scope-problemer i virkeligheden optræder i betingede værdisætningsundersøgelser. På baggrund af de empiriske resultater, der er opnået ved anvendelse af den betingede værdisætningsmetode gennem de sidste 10-15 år vurderer Carson et al. (2001): "... since 1984... 31 studies reject the scope insensitivity hypothesis, while four do not... Four recent meta-analysis... also rejected the scope insensitivity hypothesis…" Carson et al. konkluderer på den baggrund, at nesting-problemer primært skyldes dårligt designede og dårligt udførte værdisætningsundersøgelser. Under alle omstændigheder er test for denne form for bias en afgørende del af kontrollen med en værdisætningsundersøgelses troværdighed. Vi vil vende tilbage til dette i forbindelse med gennemgangen af værdisætningsundersøgelser af biodiversitet i kap. 5.

4.5.3 Betalingsvilje kontra kompensationskrav

Formuleringen af et værdisætningsspørgsmål indeholder en (implicit) antagelse om respondentens rettigheder i relation til det undersøgte miljøgode. Beder man om respondentens betalingsvilje for at undgå en miljøforringelse, antager man, at respondenten ikke har ret til den eksisterende miljøkvalitet. Er udgangspunktet derimod, at respondenten har ret til det eksisterende niveau, så vil den logiske formulering af værdisætningsspørgsmålet være kompensationskravet for at acceptere en given miljøforringelse. I princippet burde valget mellem betalingsvilje og kompensationsformatet derfor afhænge af de relevante rettighedsforudsætninger i den enkelte undersøgelse. Empiriske undersøgelser har imidlertid vist, at der kan være stor forskel (ofte en faktor 2-5) på de værdisætningsestimater, man opnår ved spørgsmål om hhv. betalingsvilje og kompensationskrav for den samme ændring (for en oversigt se Garrod & Willis, 1999). Sådanne forskelle kan evt. forklares med indkomst- og substitutionseffekter (Hanemann, 1991), men de fundne afvigelser er ofte af en størrelsesorden, som er vanskelig at begrunde inden for rammerne af velfærdsøkonomiens rationalitetsantagelser (Garrod & Willis, 1999). En psykologisk forklaring kan være, at folk har svært ved at acceptere et scenarium, hvor de skal "sælge" miljøgoder, som de ikke har individuel ejendomsret til. Generelt foretrækker man betalingsviljeformatet i betingede værdisætningsundersøgelse ud fra en antagelse om, at det giver mere pålidelige/konservative skøn (se NOAA-panelets anbefalinger nedenfor).

4.5.4 Strategisk adfærd og warm glow

Strategisk adfærd kan defineres som en optræden, hvor individet ved at lyve om sine præferencer bringer sig tættere på tilfredsstillelse af disse præferencer (Shulze et al., 1981). Fx kan man forestille sig, at en respondent, der ønsker et bestemt miljøprojekt gennemført, vil overdrive sin (hypotetiske) betalingsvilje for projektet i forventning om at kunne påvirke den politiske beslutningsproces til fordel for vedtagelse af projektet – i forventning om at den faktiske betaling (over skatten) bliver mindre end den oplyste betalingsvilje. Tilhængere af den betingede værdisætningsmetoder medgiver, at muligheden for strategisk adfærd er noget, man må tage i betragtning ved udformning af betalingsviljespørgsmål i betingede værdisætningsundersøgelser. Ifølge Randall (1996) og Carson et al. (2001) kan kun *dichotomous choice* (med et enkelt beløb pr. respondent) betragtes som et spørgeformat, der giver respondenterne de fornødne incitamenter til at svare i overensstemmelse med sandheden – uden at metoden kan betragtes som en *garanti* mod strategisk adfærd.

En anden overbudshypotese henviser til den fornemmelse af moralsk tilfredsstillelse og social accept (*warm glow*), som folk antages at opleve, når de donerer penge til et godt formål – eller i en værdisætningsundersøgelse erklærer sig villige til at betale til det, der opfattes som et godt formål

(se Kahneman & Knetsch, 1992 og Milgrom, 1993). At opnåelse af moralsk tilfredsstillelse ikke i sig selv skulle have økonomisk relevans, er dog langt fra indlysende. Fx kan en faktisk forbrugeradfærd som køb af skrabeæg dårligt forklares ud fra andet end moralske overvejelser. Ingen påstår, at skrabeæg skulle være sundere eller mere velsmagende end buræg. Når en hel del forbrugere alligevel vælger at betale en merpris for skrabeæg, må det skyldes hensynet til dyrevelfærd – et hensyn der må være begrundet i en form for altruisme eller pligtfølelse. Neoklassiske økonomer har traditionelt haft svært ved at forestille sig, at folk skulle være indstillet på at udvise altruistisk adfærd i økonomiske sammenhænge. Men denne skepsis er ikke ensbetydende med, at en sådan adfærd er velfærdsøkonomisk irrelevant, når den faktisk forekommer. Merprisen på skrabeæg får et antal producenter til at investere ressourcer i en mere omkostningskrævende produktionsform, end de ellers ville have valgt, mens forbrugerne får tilfredsstillet deres (moralske) præferencer. Det er vanskeligt at se, hvorfor dette signal til producenterne om forbrugerpræferencer ikke skulle have samme allokeringsmæssige relevans, som et hvilket som helst andet forbrugsvalg.

Man kunne ligeledes forestille sig, at en del mennesker ville være parate til at betale et vist beløb, fx i form af en merpris på fisk, for at undgå jagt på sæler – også selvom de pågældende var fuldt informeret om, at sælbestanden er vokset stærkt og sagtens kan tåle et vist jagttryk. For de fleste mennesker, der ikke har lejlighed til at iagttage sæler, ville betalingsviljen alene være begrundet i det moralsk begrundede synspunkt, at sælerne bør have lov til være i fred. Igen er det svært at se, hvorfor sådanne præferencer ikke skulle have allokeringsmæssig relevans ud fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel, hvor forbrugersuverænitet er i højsædet.[12]

Respondenters ønske om at gøre et godt indtryk på intervieweren, ved at acceptere det beløb der nævnes uanset faktisk betalingsvilje, kan tolkes som en form for warm glow oplevelse. Da der ikke umiddelbart skal erlægges nogen betaling, er det naturligvis billigt at opnå en følelse af moralsk tilfredsstillelse gennem sådanne "donationer" – og man kan ikke tillægge den estimerede betalingsvilje nogen allokeringsmæssig relevans. Om denne form for respondentadfærd er almindeligt forekommende, kan testes empirisk. Carson et al. (2001) omtaler en undersøgelser, hvor respondenterne blev opdelt i to grupper. Den ene gruppe blev spurgt direkte om sin betalingsvilje for et miljøgode, mens den anden blev bedt om at skrive beløbet på en seddel, uden for interviewerens synsfelt, og anbringe seddelen i en "stemmeboks". Denne test viste ingen forskel på den oplyste betalingsvilje i de to grupper. Men generelt er det vigtigt at være opmærksom på risikoen for interviewer-bias ved tilrettelæggelse og verifikationstest af betingede værdisætningsundersøgelser.

4.5.5 Empiriske undersøgelser af den betingede værdisætningsmetodes pålidelighed

En del kritikere af den betingede værdisætningsmetode mener, at ovennævnte problemer er så alvorlige, at metoden er uden relevans (se fx bidragene i Hausman, 1993 og Kahneman et al., 1999). Kritikken er som nævnt blevet imødegået med både teoretisk og empirisk begrundede argumenter (se Hanemann, 1995, Smith, 1997 og Carson et al., 2001). Bl.a. henvises der til et større antal værdisætningsundersøgelser, der menes at have givet realistiske skøn over betalingsviljen for diverse miljøgoder. Af særlig interesse i denne sammenhæng er fire meta-analyser (offentliggjort i perioden 1996 til 2000), hvor en lang række værdisætningsundersøgelser analyseres for de fejl og pro-

[12] Warm glow i forbindelse med frivillige bidrag eller donationer kan have betydning for størrelsen af den velfærdseffekt, man når frem til i en værdisætningsundersøgelse. Folk kan således opleve en større tilfredsstillelse ved et projekt, de er med til at finansiere gennem frivillige bidrag, end ved det samme projekt finansieret gennem (tvungne) skattebetalinger af samme størrelsesorden (se Chilton & Hutchinson, 1999). En nøjagtig og velovervejet beskrivelse af finansieringsmåden er derfor en væsentlig del af en betinget værdisætningsundersøgelse.

blemer, som kritikerne har fremført. Det drejer sig om: Smith & Osborne, 1996 (ændringer i luftkvalitet); Brouwer, et al., 1999 (vådområder); Poe et al., 2000 (grundvandsforurening); Rosenberger & Loomis, 2000 (friluftsliv). Konklusion på disse analyser er, at variationen i betalingsviljeestimaterne fra forskellige CVM-undersøgelser ikke generelt strider mod økonomisk-teoretiske antagelser.

En anden testmetode er *økonomiske eksperimenter*, hvor den faktiske betalingsvilje for et *markedsgode*, afsløret ved en auktion, sammenlignes med den hypotetiske betalingsvilje for samme gode angivet af respondenterne i en værdisætningsundersøgelse (for en oversigt, se Balistreri et al., 2001). Resultaterne af disse eksperimenter er ikke entydige, men der en gennemgående tendens til, at den betingede værdisætningsmetode overvurderer den faktiske betalingsvilje. Ifølge Balistreri et al. (2001) med en faktor 1,65 - i median-undersøgelsen af i alt 8 undersøgelser. Disse undersøgelser var alle baseret på open-ended betalingsviljespørgsmål (uden trimning for ekstreme budstørrelser). Balistreri et al. gennemførte et større eksperiment (med mere end 800 deltagere), hvor resultatet af en (engelsk) auktion blev sammenlignet med betalingsviljeestimater opnået ved hhv. open-ended og dichotomous choice betalingsviljespørgsmål. I denne undersøgelse var open-ended estimatet (kun) omkring 15% højere end den "sande" værdi af det vurderede gode, mens dichotomous choice formatet overvurderede værdien med ca. 40%. Der kan således være grund til at kalibrere de betalingsviljeskøn, der opnås i betingede værdisætningsundersøgelser, jfr. også NOAA-panelets anbefalinger, der er gengivet nedenfor.

4.6 Metodemæssige krav til betingede værdisætningsundersøgelser

Selvom kontroversen om den betingede værdisætningsmetode langt fra er afgjort, har der efterhånden dannet sig en vis konsensus (blandt brugerne) om, hvilke metodemæssige krav en betinget værdisætningsundersøgelse bør leve op til. Her har det såkaldte NOAA-panel (nedsat af U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration) spillet en væsentlig rolle.

Den amerikanske Kongres indførte i 1990 en olieforureningslov, hvor forurenerens erstatningsansvar fik stor vægt. Den ansvarlige myndighed på området, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), blev efterfølgende pålagt at udarbejde procedurer for værdisætning af ikke-markedsværdier med henblik på at indregne disse i fastsættelsen af skadeserstatninger. NOAA nedsatte et panel bestående af fremtrædende økonomer til at vurdere den betingede værdisætningsmetodes anvendelighed i denne sammenhæng. NOAA-panelet opstillede en række kriterier for, om en betinget værdisætningsundersøgelses resultater kan betragtes som pålidelige (se Arrow et al., 1993). De vigtigste er at:

- ?? Det anvendte betalingsviljeformat er *dichotomous choice* (lettere for respondenterne at forholde sig til end åbne betalingsviljespørgsmål).
- ?? Der foretages direkte (ansigt-til-ansigt) interviews.
- ?? Responsraten er mindst 70%.
- ?? Værdisætningsspørgsmålet vedrører respondenternes *betalingsvilje* (for at undgå en miljøskade) – ikke deres kompensationskrav (for at acceptere skaden). Dette giver erfaringsmæssigt mere konservative skøn.
- ?? Det undersøges, om betalingsviljen varierer med omfanget af miljøskaderne (embedding-problemet/scope test).
- ?? At betalingsviljeresultaterne valideres gennem eksperimentelle tests (hvor det ikke er muligt, reduceres de opnåede skøn med 50%).
- ?? Der fremlægges fuld information om værdisætningsscenariet, og det kontrolleres, hvor godt dette er forstået af respondenterne.

Hvis disse forudsætninger er opfyldt, kan den betingede værdisætningsmetode, ifølge NOAA-panelet, vurderes som tilstrækkelig pålidelig til at kunne danne udgangspunkt for vurdering af (bl.a.) miljøskader (Ibid). Man kan vel på den baggrund konkludere, at resultater af betingede værdisætningsundersøgelser ikke bør betragtes som en facitliste over den økonomiske værdi af miljøgoder, men som størrelsesordener der kan udgøre nyttig information i den politiske prioriteringsproces. Det sidste forudsætter naturligvis, at undersøgelsen kan betegnes som vellykket ud fra ovennævnte kriterier – ikke mindst at respondenterne har været i stand til at forholde sig økonomisk konsistent til det værdisatte gode, jfr. gennemgangen af kritikpunkter ovenfor.[13]

4.7 Valghandlingseksperimenter (Choice Experiments)

Det er ikke kun miljøøkonomer, der - pga. fraværet af markeder for miljøgoder - finder det umagen værd at opgøre folks hypotetiske betalingsvilje. Producenter af mærkevarer har i en årrække benyttet interview-baserede metoder til estimering af forbrugernes hypotetiske betalingsvilje for diverse produkt-*attributter*, inden man ofrede millioner eller måske snarere milliarder af kroner på udvikling og lancering af nye bilmodeller e.l. Gennem valghandlingseksperimenter søger man at simulere det beslutningsproblem, en forbruger står over for ved valg mellem forbrugsgoder med flere, forskelligt sammensatte attributter, herunder forskellig pris. Ved køb af bil må køberen sammenholde forskellige bilmodellers attributter, såsom rummelighed, motorstørrelse, udstyr osv. - samt ikke mindst prisen. Inden for markedsanalysen er disse teknikker kendt under betegnelsen *conjoint analyser* (se Churchill, 1991). Formålet med conjoint analyser at få skøn over forbrugernes *hypotetiske* betalingsvilje for diverse godeattributter, inden nye modeller lanceres. Det giver producenterne et grundlag for at indrette ny produktvarianter med den økonomisk optimale sammensætning af diverse egenskaber og udstyr, under hensyntagen til produktionsomkostninger og forbrugernes betalingsvilje for diverse karakteristika.[14]

Mærkevareproducenters optimeringsproblem minder om en del af de beslutninger, man står over for i miljøpolitikken. Det kan være naturgenopretning og skovrejsning, hvor projektområder kan indrettes med forskellig vægt på diverse karakteristika, fx sammensætningen af træarter i skovbevoksninger eller forskellige grader af hensyntagen til rekreative udfoldelsesmuligheder på den ene side og beskyttelse af biodiversiteten på den anden. Inspireret af markedsanalyse m.m. er der i den seneste halve snes år taget en række ny værdisætningsteknikker i anvendelse, der sammenfattende betegnes som *choice experiments* (se Garrod & Willis, 1999). Det centrale i et valghandlingseksperiment er værdisætning af de enkeltkarakteristika eller attributter, som tilsammen udgør et miljøgode. I valghandlingseksperimentet bliver respondenterne bedt om at (rang)ordne deres præferencer for forskellige miljøkarakteristika under hensyntagen til den pris, der ifølge scenariet skal betales for de diverse attributkombinationer.

Et interessant eksempel i nærværende sammenhæng er en engelsk værdisætningsundersøgelse af bl.a. biodiversitet, hvor man benyttede *contingent ranking*, der er en variant af valghandlingsmeto-

[13] I en projektvurderingsmanual (fra år 2000) anbefaler det amerikanske "budgetdepartement" den betingende værdisætningsmetode med følgende forbehold: "Stated preference methods using survey techniques, such as contingent valuation methods… may provide the only analytical approach currently available for estimating… "nonuse" values…The use of studies that rely on the state of the art in survey design and implementation is important to assuring confidence in the results. In addition, these studies should satisfy checks on their internal consistency." (U.S. OMB, 2000).

[14] I andre sammenhænge (især transportøkonomi) går disse analysemetoder under betegnelsen *stated preference methods* – en betegnelse der indimellem også bruges bredt om både den betingede værdisætningsmetode og valghandlingseksperimenter (Garrod & Willis, 1999).

derne (Mourato & Foster, 1997). Respondenterne blev bedt om at sammenholde prisen på brød med forskellige konsekvenser af brug af pesticider ved dyrkning af brødkorn - og derefter rangordne følgende attributter efter opfattet vigtighed: brødpris, tilfælde af sygdom (for mennesker) og nedgang i fuglebestande. Respondenten skulle således foretage en afvejning mellem penge, menneskelig sundhedsrisiko og diversitet i fuglelivet. Den estimerede betalingsvilje for at beskytte en fugleart var ca. 6 pence pr. brød, mens betalingsviljen for at undgå et sygdomstilfælde var ca. 1 pence pr. brød. Et andet relevant eksempel er en dansk contingent ranking undersøgelse af folks præferencer og betalingsvilje for skovkarakteristika (Aakerlund, 1998). Resultaterne af denne undersøgelse gennemgås under cases i kap. 5.

4.8 Benefit transfer metoder

At gennemføre en værdisætningsundersøgelse efter *state-of-the-art* kriterier er både tidskrævende og dyrt. Man ser derfor en stigende interesse for at "genbruge" resultaterne af allerede gennemførte værdisætningsundersøgelser – betegnet som *benefit transfer* i den engelsksprogede litteratur. Ved benefit transfer foretages en overførsel af værdisætningsestimater eller værdisætningsfunktioner fra et *undersøgelsesområde* (dvs. et område, hvor der er gennemført en værdisætningsundersøgelse) til et *projektområde* (dvs. et område, hvor man ønsker at værdisætte et projekt, før det evt. gennemføres). Der sondres mellem tre metoder til benefit transfer (se fx Garrod & Willis, 1999): (1) overførsel af enhedsværdier; (2) overførsel af justerede enhedsværdier; og (3) overførsel af hele værdisætningsfunktionen fra den oprindelige undersøgelse. Den enkleste fremgangsmåde er at overføre enhedsværdier, fx den estimerede betalingsvilje pr. ha genoprettet naturområde. Ofte vil det være påkrævet at justere enhedsværdierne, fx ved at tage hensyn til indkomstforskelle mellem undersøgelsesområdet og projektområdet. Den metodemæssigt mest tilfredsstillende fremgangsmåde ville være at overføre hele den estimerede værdisætningsfunktion fra den oprindelige undersøgelse - med forskellige forklarende variable i form af socioøkonomiske og geografiske karakteristika m.v. Databegrænsninger sætter dog ofte snævre rammer for, hvor meget der på denne måde kan kalibreres på de oprindelige benefit-estimater.

Med de begrænsede muligheder for at korrigere på tallene bliver udvælgelsen af velegnede værdisætningsundersøgelser det afgørende kriterium for pålideligheden af den foretagne benefitestimat-overførsel. Desvousges et al. (1992) opstiller 5 kriterier for udvælgelse af værdisætningsundersøgelser til brug for overførsel af benefitestimater:

- ?? De benyttede værdisætningsundersøgelser bør leve op til *state-of-the-art* kriterier for økonomisk værdisætning
- ?? Undersøgelserne bør således indeholder regressionsresultater, der beskriver betalingsviljen som funktion af socioøkonomiske karakteristika m.v.
- ?? De værdisatte ændringer i undersøgelsesområdet skal være af samme art som de ændringer, der forventes i projektområdet
- ?? Undersøgelses- og projektområdet skal i videst muligt omfang indeholde sammenfaldende karakteristika mht. til såvel naturforhold som anvendelsesmønster
- ?? De substitutionsmuligheder, som brugerne har mellem forskellig miljøgoder i undersøgelsesområdet, skal svare til de substitutionsmuligheder, der findes i projektområdet.

Eksperimenter med benefit transfer metoder viser, at der generelt knytter sig betydelig usikkerhed til denne form for værdisætning af miljøgoder (Garrod & Willis, 1999). Benefit transfer anbefales

dog som en acceptabel fremgangsmåde af bl.a. amerikanske og britiske miljømyndigheder (se U.S. EPA, 2000 og U.K. Treasury, 2000). Alt i alt ser det ud til, at man kan få et indtryk af værdimæssige størrelsesordener for diverse miljøgoder gennem benefit transfer, men egentlige policy-analyser bør baseres på data indsamlet gennem primære undersøgelser.

4.8.1 Meta-analyse

Meta-analyse er betegnelsen for statistiske analyser af et større antal resultater fra forskellige undersøgelser af samme overordnede problemstilling (Glass, 1976). Ved anvendelse af regressionsteknikker m.v. kan meta-analyser udlede systematiske sammenhæng mellem parameterestimaterne i de forskellige undersøgelser (Desvousges, 1998). I en benefit transfer sammenhæng giver meta-analyse mulighed for inddragelse af langt flere primære undersøgelsesresultater end de mere ad hoc prægede benefit transfer metoder - samtidig med at der kan estimeres værdier for områder, hvor der ikke hidtil er foretaget primære undersøgelser (Bergh et al., 1997). Garrod & Willis (1999) gennemgår en række metaanalyse-eksperimenter og konkluderer, at denne teknik giver en væsentlig større sikkerhed ved benefit transfer, end overførsler fra enkeltundersøgelser. Benefit transfer baseret på metaanalyse er derfor klart at foretrække, men naturligvis også væsentlig mere ressourcekrævende. I nærværende udredning har der ikke været ressourcer til at foretage metaanalyser som grundlag for overførsel af benefit-estimater i de gennemførte case-studier.

5 VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER AF BIODIVERSITET

I det følgende vil en række udenlandske undersøgelser af betalingsviljen for øget biodiversitet blive gennemgået. De udvalgte eksempler er fra områder, der, hvad naturkarakteristika angår, minder om danske forhold, ligesom undersøgelserne stammer fra lande, der geografisk og socioøkonomisk er sammenlignelige med Danmark. Nogle af undersøgelserne vil senere blive anvendt til overførsel af betalingsviljeestimater i forbindelse med case-studierne i kap. 6. Vi vil i gennemgangen især fokusere på estimation af eksistensværdien af biodiversitetsforøgelser, da det er denne benefitkomponent, der især er behov for at overføre til de danske cases i kap. 6. Spørgsmål af særlig interesse i den forbindelse er, om det er lykkedes at estimere betalingsviljen for biodiversitetens eksistensværdi uden at støde ind i de embedding-problemer, der er omtalt i afs. 4.5.2. Endvidere er spredningen på de estimater, man når frem til mht. betalingsvilje, naturligvis af afgørende betydning for, om benefitestimatoverførsel kan betragtes som relevant. Viser de tilgængelige undersøgelser vidt forskellige resultater for sammenlignelige områder, er det vanskeligt at afgøre hvilket niveau, der kan betragtes et realistisk udtryk for værdien af biodiversitetsforøgelse i en dansk sammenhæng.

5.1 Vådområder og græsarealer

5.1.1 Pevensey Levels

Willis, K. G. *et al.* (1996): Benefits and costs of the wildlife enhancement scheme: A case study of the Pevensey Levels, *Journal of Environmental Planning and Management* 39(3), pp. 387-401.

Problemstilling/formål: Som led i *Wildlife Enhancement Scheme* (WES), der er et statsfinansieret naturbevarelses- og -genopretningsprogram i UK, tilbydes landmænd i udpegede områder kompensation (£72 pr. ha/år) for at anvende jorden på en traditionel og skånsom måde.

Programmet tilsigter for det første en bevarelse af grøfterne i de udpegede områder. Dette sker ved regulering af oprensnings- og rydningstidspunkter, samt krav til vandstanden. For det andet ekstensiveres græsningsniveauet og gødskning undgås. Endeligt må hø og ensilage først høstes efter juni måned. Reglerne har primært til formål at sikre de bedste betingelser for vandplanter, insekter og fugle i området.

Formålet med undersøgelsen er overordnet at klarlægge ændringen i brugs- og ikke brugsværdier i området som følge af gennemførelsen af Wildlife Enhancement Scheme (WES) i 1991, samt at fastlægge om de estimerede benefits kan måle sig med kompensationsomkostningerne.

Lokalitet: Undersøgelsen omfatter et 3.500 ha stort areal, der hovedsageligt består af vådområder, eng og overdrev. Området, der hedder Pevensey Levels, er beliggende i Øst Sussex (Syd England). Den lokale befolkning omfatter ca. 6.500 husstande. Inden for en radius af 60 km er der ca. 825.000 husstande, hvoraf godt 85.000 bruger området til rekreative formål.

Metode: Undersøgelsen gør brug af en contingent valuation metode, hvor respondenterne via face-to-face interviews deltager i et *bidding game*, der var struktureret som følger. Respondenterne (592) fik information om, at Wildlife Enhancement projektet i Pevensey Levels årligt kostede dem £0,01-£0,02[15] pr. husstand over skatten. Efterfølgende blev de spurgt om de via skatten ville være villige til at betale det dobbelte det tredobbelte osv. op til 1000 gange det, de betalte nu.

[15] Udregnet som den faktiske udgift til WES pr. år divideret med antallet af WES og antallet af husstande i UK.

Estimater: Resultaterne ses i tabel 5.1. De oplyste betalingsviljer tolkes sådan, at beboeres og besøgendes betalingsvilje er udtryk for de pågældendes rekreative brugsværdi af biodiversitetsforøgelsen i området, mens ikke-besøgendes betalingsvilje tolkes som den eksistensværdi, de pågældende tillægger biodiversitetsforøgelsen. Eksistensværdierne er beregnet ved at multiplicere den gennemsnitlige betalingsvilje pr. husstand i undersøgelsen med antallet af husstande i UK. Det antages altså, at eksistensværdi af biodiversitet er uafhængig af afstanden til området.

Tabel 5.1 Estimeret betalingsvilje(WTP) pr. år i Pevensey Levels undersøgelsen

	Beboere	Besøgende	Ikke-besøgende
Antal brugbare observationer	136	144	239
Gennemsnit WTP/husstand/år	£ 1,07	£ 0,97	£ 0,41
Spredning	270,8	488,39	144,21
Trunkeret WTP/husstand/år	£ 0,62	£ 0,18	£ 0,14
Median	£ 0,04	£ 0,035	£ 0,03

I tabel 5.2 ses benefitberegninger for hele området. Som det fremgår af tabellen, udgør ikke-brugsværdierne hovedparten af de estimerede benefits ved programmet – nærmere betegnet godt £3 mio. (ca. 35 mio. kr.) pr. år, mens de rekreative brugsværdier er beregnet til knap £20.000 (ca. 240.000 kr.) om året. Opgjort pr. arealenhed bliver eksistensværdien knap £ 858 pr. ha/år – svarende til godt 10.000 kr./ha/år. Med den høje eksistensværdi giver Pevensey projektet et betydeligt samfundsmæssigt overskud. Selv om det forventes, at der er aftagende marginalnytte og dermed faldende betalingsvilje ved gennemførelsen af flere lignende projekter, så er det Willis et al.s (1996) konklusion, at eksistensværdien er så stor, at fremtidige projekter sagtens kan retfærdiggøres økonomisk.

Tabel 5.2 Benefit estimater for Pevensey Levels opdelt på brugs- og ikke brugsværdier

	Pevensey
Områdets størrelse, ha	3.500
Husstande i UK	21.711.130
WTP/husstand/år, ikke-brugsværdi	£ 0,14
WTP/husstand/år, brugsværdi	£ 0,001
WTP/ha/år, ikke-brugsværdi	£ 858
WTP/ha/år, brugsværdi	£ 5,5
Samlet brugsværdi/år (rekreativværdi)	£ 19.243
Samlet ikke-brugsværdi/år (eksistensværdi)	£ 3.002.649
Samlede benefits/år	£ 3.021.893

5.1.2 Miljøfølsomme områder I England

Willis, K. G. *et al.* (1995): Benefits of environmentally sensitive area protection in England: A contingent valuation assessment, *Journal of Environmental Management* 44, pp.105-125.

Problemstilling/formål: I England er der udpeget en række områder til naturbevarelse som led i The Environmentally Sensitive Area Scheme (ESA). Programmet tilbyder økonomisk kompensation, til landmænd i de udpegede områder for ekstensivering af landbrugsdriften, herunder omlægning af omdriftsarealer til vedvarende græs.

Formålet med undersøgelsen er at estimere ændringen i brugs- og ikke-brugsværdier i området som følge af gennemførelsen af ESA, samt at vurdere om de estimerede benefits kan måle sig med kompensationsomkostningerne.

Lokalitet: Undersøgelsen omfatter 2 ud af 10 ESA'er, nærmere betegnet *South Downs* (på 27.170 ha) og *Sommerset Levels plus Moors* (på 61.340 ha).

Metode: Undersøgelsen gør brug af contingent valuation metoden. Respondenterne inddeles i tre kategorier: (1) beboere i henholdsvis South Downs og Sommerset Levels plus Moors, (2) besøgende til den respektive ESA og (3) resten af Englands befolkning. Respondenterne blev bedt om at udtrykke deres betalingsvilje for de respektive områder via et *open ended* (OE) betalingsviljespørgsmål, med tillæg af et *payment card*.

Estimater: I Tabel 5.3 og 5.4 nedenfor gives en oversigt over betalingsviljeestimaterne for hhv. South Downs og Sommerset Levels plus Moors undersøgelserne.

Tabel 5.3 Estimerede betalingsviljer (WTP) pr. år for South Downs

	Beboere	Besøgende	Ikke-besøgende
WTP-spørgeformat	OE	OE	OE
Antal brugbare observationer	279	250	762
Gns. WTP/husstand/år	£ 27,52	£ 19,47	£ 1,98
Standardafvigelse	74,49	64,87	-
Median	£ 6	£ 5	-

Som det fremgår, er betalingsviljen pr. husstand markant aftagende, når man bevæger sig fra gruppen *beboere* over *besøgende* til *ikke-brugere*. Det antages, at beboeres og besøgendes betalingsvilje er for den øgede rekreative *brugsværdi* som følge af programmet, mens de ikke-besøgendes betalingsvilje tolkes som udtryk for *eksistensværdi*. For South Downs (på 27.170 ha) er den estimerede eksistensværdi £1,98 pr. husstand/år, mens der for Sommerset Levels plus Moors (på 61.340 ha) er tale om £2,45 i eksistensværdi pr. husstand/år.

Tabel 5.4 Estimerede betalingsvilje (WTP) pr. år for Somerset Levels plus Moors

	Beboere	Besøgende	Ikke-besøgende
WTP format	OE	OE	OE
Antal brugbare observationer	287	416	-
Gns. WTP/husstand/år	£ 17,53	£ 11,84	£ 2,45
Standardafvigelse	73,97	39,86	-
Median	£ 3,63	£ 5	-

Besøgsantallet er i South Downs opgjort til ca. 3 mio./år og i Sommerset Levels plus Moors til ca. 1,7 mio./år, hvilket sammen med betalingsviljeestimaterne er anvendt til beregning af de samlede brugsværdier for de to områder i tabel 5.5. Tabel 5.5 viser endvidere de samlede ikke-brugsværdier/eksistensværdier for de to områder. Opgjort pr. *husstand* i England på årsbasis er eksistensværdierne for South Downs og Sommerset Levels plus Moors hhv. £1,98 (ca. 23 kr.) og £2,45 (ca. 29 kr.). Opgjort pr. *arealenhed* pr. år er eksistensværdierne for South Downs og Sommerset Levels plus Moors hhv. £1.196 pr. ha (ca. 14.200 kr.) og £656 pr. ha (ca. 7.800 kr.).

Tabel 5.5 Benefit estimater opdelt på brugs- og ikke-brugsværdier for begge områder

	South Downs	Somerset Levels plus Moors
Areal	27.170 ha	61.340 ha
Husstande i England	16.413.954 stk.	16.413.954 stk.
Ikke-brugsværdi, WTP/*husstand*/år	£ 1,98	£ 2,45
Brugsværdi, WTP/*husstand*/år	£ 19,50	£ 11,88
Ikke-brugsværdi, WTP/*ha*/år	£ 1.196	£ 656
Brugsværdi, WTP/*ha*/år	£ 1.792	£ 177
Samlet brugsværdi[a]/år (rekreativ værdi)	£ 48.681.993	£ 10.838.218
Samlet ikke-brugsværdi[b]/år (eksistensværdi)	£ 32.499.629	£ 40.214.188
Samlede benefits/år	£ 81.181.622	£ 51.052.406

a: Repræsenteret ved WTP for beboere og besøgende.
b: Repræsenteret ved WTP for de ikke-besøgende

For at teste for *embedding* (dvs. om betalingsviljen var følsom over ændringer i størrelsesorden) blev ikke-brugere også stillet et spørgsmål om betalingsviljen for *samtlige* ESA'er i landet (10stk). Resultaterne viste, at betalingsviljen pr. husstand/år for samtlige 10 ESA'er var £36,65, mens den kun var £1,98 for South Downs og £2,45 for Somerset Levels plus Moors. Dette resultat viser, at respondenterne skelner klart mellem projekter af forskelligt omfang. Der er med andre ord ikke umiddelbart tegn på embedding.

Konklusion:
Et afgørende spørgsmål i forbindelse med estimation af betalingsvilje for eksistensværdien af biodiversitet er, om respondenterne er i stand til at skelne mellem programmer eller projekter med forskellig skalaeffekt – dvs. om der forekommer embedding, jfr. afs.4.5.2 ovenfor. De betingede værdisætningsundersøgelser refereret ovenfor omfatter naturbeskyttelses- og naturgenopretningsprojekter for områder, der størrelsesmæssigt spænder fra 3.500 ha til godt 61.000 ha. Der er altså mulighed for at undersøge, om den betingede værdisætningsmetode giver eksistensværdiestimater, der er rimeligt konsistente med økonomisk teori – dvs. at folk burde være parate til at betale en højere pris for mere af det samme gode. De skabte benefits i form af øget biodiversitet (pr. ha) i de undersøgte områder er ikke identiske, og man kan derfor heller ikke forvente, at de estimerede betalingsviljer pr. ha skal være identiske. Men det er muligt at se, om betalingsviljen overhovedet er følsom over for skala, og om betalingsviljen bevæger sig i den forventningsrigtige retning. Dvs. om folk vil betale mere for mere - og ikke omvendt.

De tre undersøgelser giver følgende årlige benefits i form af eksistensværdier *pr. husstand*: Pevensey Levels (3.500 ha) = £0,14; South Downs (27.170 ha) = £1,98; Sommerset Levels… (61.340 ha) = £2,45. Der er altså en klart stigende betalingsvilje for de arealmæssigt mere omfattende pro-

grammer. Ser vi på betalingsviljeestimaterne (for ikke-brugsværdier) *pr. ha*, fordeler de sig som følger: Pevensey Levels = £858; South Downs = £1.196; Sommerset Levels… = £656. Målt pr. ha spænder betalingsviljen altså fra £656 til £1.196 – dvs. i størrelsesordenen knap 8.000 til godt 14.000 kr./ha/år. Som nævnt må disse områder antages at være ret forskellige mht. den skabte biodiversitetsforøgelse pr. ha. Konklusionen må derfor være, at undersøgelserne ikke har vist de embedding-problemer, man typisk ser omtalt i kritikken af den betingede værdisætningsmetode, jfr. afs. 4.5.2.

5.1.3 Hollandske lavbundsarealer

Brouwer & Slangen, (1998): Contingent valuation of the public benefits of agricultural wildlife management: The case study of Dutch peat meadowland, *European Review of Agricultural Economics* 25 pp. 53-72.

Problemstilling/formål: Under det hollandske "Agricultural Wildlife Management Program" tilbydes landmænd kompensation for omlægning til mere skånsom drift. I nærværende undersøgelse ønskes offentlighedens betalingsvilje for tiltagene et programområde opgjort, således at de samfundsmæssige omkostninger kan sammenholdes med de samfundsmæssige benefits.

Området: I det tæt befolkede Alblasserwaard i det sydøstlige Holland, findes et bevaringsværdigt eng- og moseområde, der danner biotop for mange dyr og planter. Specielt fuglelivet og vegetationen omkring grøfter tillægges stor værdi. Det undersøgte område er på 15.660 ha.

Metode: Den benyttede værdisætningsmetode var *Contingent Valuation* via postomdelte spørgeskemaer (3.100 stk.). Der blev stillet tre *open ended* betalingsviljespørgsmål:

1. WTP_1/husstand/år for generelt højere miljøkvalitet i *Holland*.
2. WTP_2/husstand/år for bevarelse af karakteristiske landskaber i *landbrugsområder i Holland*.
3. WTP_3/husstand/år for omlægning af landbrugsdriften i *analyseområdet* i Alblasserwaard.

Den generelt højere miljøkvalitet i Holland skulle ifølge værdisætningsscenariet finansieret via skatten. Bevarelsen af de mere specifikke områder som WTP_2 og WTP_3 omhandler, skulle ske via indbetaling til en privat fond.

Den benyttede fremgangsmåde, hvor der opstilles et hierarki af betalingsviljespørgsmål (WTP_1-WTP_3), betegnes som *total design* metoden (Dillman, 1978). Formålet er undgå, eller teste for, embedding. I undersøgelsen var gennemsnitestimaterne af $WTP_1 > WTP_2 > WTP3$. Dvs. at testen ikke viste embedding-problemer.

Betalingsviljeestimater for omlægning af landbrugsdriften i analyseområdet (WTP_3):

<u>Pr. husstand:</u>

For besøgende (rekreativ værdi):	84 gylden/år (ca. 280 kr./år)
Ikke-besøgende (eksistensværdi):	53 gylden/år (ca. 180 kr./år)

<u>For Alblasserwaard-områdets befolkning (1.377.000 husstande):</u>

Antages den estimerede betalingsvilje fra undersøgelsen at kunne overføres på samtlige husstande i Alblasserwaard fås følgende resultater:

Rekreativ værdi af området:	115,7 mio. gylden/år (ca. 390 mio. kr./år)
Eksistensværdi af området:	73,0 mio. gylden/år (ca. 245 mio. kr./år)

Opgjort pr. arealenhed:

Rekreativ værdi:	7.386 gylden/år (ca. 25.000 kr./år)
Eksistensværdi:	4.660 gylden/år (ca. 15.800 kr./år).

Konklusion:
Ud over en betydelig rekreativ værdi på ca. 25.000 kr./ha/år viser Alblasserwaard-undersøgelsen en eksistensværdi på knap16.000 kr./ha/år. De høje værdiestimater for naturforbedringer må ses på baggrund af, at Holland er et tætbefolket land med en meget intensiv landbrugs- og bymæssig udnyttelse af landets areal. Resultaterne af undersøgelsen må imidlertid betegnes som ret usikre på grund af mange protestsvar (protest-nulbud). De engelske vådområdeundersøgelser ovenfor gav som nævnt eksistensværdiestimater i størrelsesordenen 8.-14.000 kr./ha/år. På den baggrund virker de hollandske eksistensværdiestimaterne ikke urimelige – men måske nok i overkanten af det man ville forvente.

5.2 Skov/plantage

5.2.1 Betalingsvilje for øget biodiversitet i nåletræplantager i Storbritannien

Garrod, G. D. & Willis, K. G. (1996): The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study, *Ecological Economics*, 505, pp.1-17.

Problemstilling/formål: En stor del af den kommercielle skovdrift i Storbritannien er baseret på ikke-hjemmehørende nåletræarter, primært sitkagran, med et lavt niveau af biodiversitet. For at leve op til internationale aftaler har regeringen besluttet at iværksætte foranstaltninger til bevarelse og forøgelse biodiversiteten i britiske skove. Undersøgelsens formål er at estimere befolkningens betalingsvilje for øget biodiversitet som følge af ændret driftsform og træartssammensætning i nåletræsplantager.

Lokalitet: Isolerede nåletræsplantager med ringe besøgspotentiale i Storbritannien, bestående hovedsageligt af sitkagran til kommerciel udnyttelse. I alt ca. 300.000 ha.

Metode: Den anvendte værdisætningsmetode var *contingent ranking* (se afs. 4.7 for en beskrivelse af denne metode). Undersøgelsen er baseret på 650 husholdninger fordelt over hele Storbritannien. Betalingsviljen for øget biodiversitet blev identificeret gennem fire scenarier, hvor respondenterne har foretaget afvejninger mellem en sum penge og en tilhørende ændring i træartssammensætningen:

Ingen forbedringer…….Scenarium 0	(udelukkende sitkagran)
Lav/medium forbedring……..……Scenarium A	(15% ændret træartssammensætning)
Medium/høj forbedring……..…….Scenarium B	(45% ændret træartssammensætning)
Stor forbedring……...Scenarium C	(udelukkende hjemhørende løvtræarter).

Som det fremgår, forudsatte scenarierne, at der på udvalgte arealer skete en konvertering til hjemmehørende træarter på henholdsvis 0%, 15%, 45% eller 100%. Den samlede ændring i træartssammensætningen, vil kun blive foretaget på 1% af de 300.000 ha, dvs. 3.000 ha. Biodiversitetseffekten

ville derimod omfatte alle 300.000 ha., da ændringerne vil blive foretaget på mindre arealer spredt over hele plantageområdet.

Respondenterne fik oplyst, at staten kunne drive de 300.000 ha skov som angivet under Scenarium 0. Alternativt kunne der bruges kombinationer af scenarium A, B og C. Det blev gjort klart, at ændringer i skovdriften skulle finansieres via en skattestigning, samt at de fleste af respondenterne sandsynligvis aldrig ville besøge disse skove. Endvidere fik respondenterne forklaret, hvordan ændret skovdrift ville påvirke den biologiske mangfoldighed.

Estimater: Resultaterne bygger på 650 face-to-face interviews foretaget i september 1995. Heraf afgav 578 respondenter (89%) brugbare svar. Resultatet af undersøgelsen viste, at betalingsviljen var størst for scenarium B og herefter A og C. Folk var altså gennemgående interesseret i en ret markant forøgelse af andelen af hjemmehørende træarter, mens en fuldstændig konvertering på de udvalgte arealer ikke virkede særlig attraktiv. Resultaterne ses i tabel 5.6. Den aggregerede betalingsvilje for området er opgjort for landets 23,1 mio. husstande.

Tabel 5.6 Betalingsvilje for øget biodiversitet i nåletræplantager i Storbritannien

	Scenarium A	Scenarium B	Scenarium C
Betalingsvilje pr. *husstand*/år	£ 0,27	£ 0,43	£ 0,10
Betalingsvilje pr. *hektar*/år	£ 20,8	£ 33,1	£ 7,7
Samlet ikke-brugsværdi/år for området	£ 6.2 mio.	£ 9.9 mio.	£ 2.3 mio.

Konklusion:
Undersøgelsen viser en betalingsvilje pr. husstand i størrelsesordenen 1-5 kr./husstand/år for træartskonvertering i varierende omfang. Opgjort pr. ha varierer betalingsviljen fra knap 100 kr./år til små 400 kr./år.

5.2.2 Danskernes præferencer for skovkarakteristika

Aakerlund, Niels Frederik (1998): Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole, Institut for Økonomi, Skov og Landskab.

Problemstilling: Interessen for skovenes rekreative og biologiske værdier er voksende, hvilket også er kommet til udtryk i Skovloven af 1989. Her anføres det, at også immaterielle interesser, såsom biologisk mangfoldighed og friluftsliv, bør tilgodeses. To tredjedel af det danske skovareal er bevokset med nåletræer, der ikke i samme omfang som løvskov, tilgodeser de nævnte immaterielle interesser.

Lokalitet: Projektet omfatter det samlede skovareal i Danmark.

Formål: Det er en udbredt opfattelse, at folk foretrækker løvtræer frem for nåletræer – af rekreative såvel som biologiske grunde. Undersøgelsen havde til formål at efterprøve denne antagelse ved at kortlægge danskernes præferencer for fire forskellige træarter (rødgran, douglasgran, bøg og eg). Analysen omfattede en opgørelse af betalingsviljen for en ændring i fordelingen af disse fire arter på det danske skovareal.

Scenarier: Respondenterne blev bedt om at rangordne en række scenarier for den løbende foryngelse af de danske skovareal, der hver for sig havde forskellige andele af hhv. løvtræ og nåletræ. For hvert scenarium blev konsekvensen af den nævnte foryngelsesstrategi mht. til skovenes samlede træartssammensætning forklaret. De æstetiske og biologiske aspekter blev beskrevet ved anvendelse af tekst og computersimulerede billeder af bevoksningsudviklingen for de nævnte træarters vedkommende. Undersøgelsens design giver ikke umiddelbart mulighed for at skelne mellem rekreativ brugsværdi/æstetik og biologisk eksistensværdi.

Undersøgelsesmetode: Betalingsviljen for ændret træartssammensætning blev estimeret ved anvendelse *contingent ranking* metoden. Betalingsmåden var en skatteforøgelse. Størrelsen af skattestigningen var bestemt af, hvor meget løvtræandelen blev forøget.

Estimater: Der blev udsendt spørgeskemaer til 761 tilfældigt valgte individer. 346 brugbare spørgeskemaer (45%) blev returneret. Undersøgelsen viste, at de fleste har præferencer for en større løvtræandel i de danske skove, men at man på den anden side ikke ønsker en fuldstændig konvertering til løvtræ. Værdisætningseksperimentet lykkedes, idet indførelsen af priser i form af varierende skattebetalinger fik respondenterne til at ændre deres præferenceordning mht. den foretrukne træartssammensætning - vel at mærke i overensstemmelse med den økonomiske teoris antagelser om rationel adfærd. Højere skattebetalinger for mere løvtræ fik således respondenterne (som gruppe) til at renoncere på deres ønsker om forøgelse af løvtræandelen.

Resultaterne af tre udvalgte scenarier er vist i tabel 5.7. Scenarierne har følgende forudsætninger:

Scenarium 1: Andelen af bøg og eg i de næste 40 års foryngelseskulturer vil blive øget med 5 procentpoint for begge arter, på bekostning af rødgran.

Scenarium 2: Andelen af bøg og eg i de næste 40 års foryngelseskulturer vil blive øget med 10 procentpoint for begge arter, på bekostning af rødgran.

Scenarium 3: Andelen af bøg og eg i de næste 40 års foryngelseskulturer vil blive øget med 15 procentpoint for begge arter, på bekostning af rødgran.

Tabel 5.7 Årlig betalingsvilje for øget løvtræandel

Scenarium	Sjælland		Fyn og øvrige øer		Jylland		Hele landet	
	Per husstand (kr.)	I alt for regionen (mio. kr.)	Per husstand (kr.)	I alt for regionen (mio. kr.)	Per husstand (kr.)	I alt for regionen (mio. kr.)	Per husstand (kr.)	I alt for (mio. kr.)
1	24	26	81	19	58	61	44	105
2	48	52	164	37	116	122	89	211
3	72	78	248	56	175	185	135	319

Konklusion:
Som det fremgår af tabel 5.7, er der stigende betalingsvilje for øget løvtræandel inden for de viste scenarier. På landsplan drejer det sig om beløb i størrelsesordenen 44-135 pr. husstand årligt for de tre scenarier. Betalingsviljen er væsentlig lavere på Sjælland end i Jylland, hvor løvtræandelen er mindst – hvilket er i god overensstemmelse med økonomisk teoris antagelse om aftagende marginalnytte. (Den høje betalingsvilje, der er registreret for Fyn og de øvrige øer, skal tages med forbehold på grund af få observationer.) En efterfølgende cost-benefit analyse viste, at betalingsviljen for øget løvtræandel overstiger de samfundsmæssige omkostninger ved at øge løvtræandelen i de danske skove. Som nævnt er der ikke mulighed for at skelne mellem rekreativ brugsværdi/æstetik og biologisk eksistensværdi. Formentlig afspejler den estimere betalingsvilje primært større rekreativ brugsværdi af skovene i som følge af øget løvtræandel.

5.2.3 Betalingsvilje for biodiversitet i norske skove

Veisten *et al.* (1993): Valuing biodiversity: Testing for Embedding Effects and other Potential Biases of Contingent Valuation, Department of Forest Science, Agricultural University of Norway.

Problemstilling/formål: Antallet af truede arter i de norske skove er voksende. Der findes ca. 15.000 arter i de norske skove, hvoraf et par hundrede er truede. Det ønskes undersøgt, hvilken betalingsvilje den norske befolkning har for bevarelse af truede dyrearter i de norske skove. Formålet er at fastslå, hvor mange ressourcer det er samfundsmæssigt berettiget at ofre på en omlægning af driften.

Lokalitet: Samtlige skove i Norge.

Metode: Betinget værdisætningsundersøgelse der omfattede mere end 1.000 norske husstande. Respondenterne blev i fire scenarier bedt om at udtrykke deres betalingsvilje for en delvis eller fuld bevarelse af biodiversiteten i de norske skove. Scenarierne strakte sig fra bevarelse af en enkelt art til bevarelse af den samlede biodiversitet. I hvert scenarium blev respondenterne delt i to grupper. Den ene halvdel skulle udtrykke deres betalingsvilje via et open ended spørgsmål uden tillæg af et payment card. Den anden halvdel blev ligeledes stillet et open ended spørgsmål, men understøttet af et payment card med en række forslag til beløbsstørrelser. Der blev endvidere opstillet to muligheder for betalingsmåde - enten en skattestigning eller en frivillig indbetaling til en privat fond.

Estimater: Tabel 5.8 viser de estimerede betalingsviljeresultater. Som det fremgår spænder det gennemsnitlige betalingsviljeestimat fra 760 til godt 1.300 NOK pr. år, afhængigt af om der benyttes payment card. Den store variation i gennemsnit (og median) samt den høje andel af nulbud tyder på, at der har været betydelig usikkerhed blandt respondenterne mht. størrelsen af deres betalingsvilje. Med 75% højere estimeret betalingsvilje for payment card versionen, ser det ud til at dette design leverer støttepunkter for respondenternes valg af beløb. Denne antagelse støttes af, at der for payment card versionen er en betydelig lavere andel af nulbud. Hvilken af de to versioner, der giver det mest realistiske skøn, er vanskeligt at vurdere.

Tabel 5.8 Betalingsvilje for øget biodiversitet i norske skove

	Uden payment card	*Med payment card*
Antal brugbare observationer	509	510
Gennemsnit WTP/husstand/år	761 NOK	1.326 NOK
Standardafvigelse	1.867	2.427
Median	100 NOK	400 NOK
Nulbud	42 %	33 %

Antagelse: WTP må maximalt udgøre 5% af indkomsten. Overstiges dette bliver WTP reduceret til at udgøre de 5%.

Hovedparten (80%) af respondenterne forklarer deres betalingsvilje med testamentarisk værdi af biodiversitet, mens 42% tillægger biodiversitet en eksistensværdi. Kun 26% argumenterer med baggrund i rekreativ værdi. (Summen er større end 100%, da flere respondenter har angivet mere end en begrundelse for deres betalingsvilje.)

5.3 Skovrejsning i England

5.3.1 Befolkningens betalingsvilje og landmændenes kompensationskrav

Bateman *et al.* (1996), Households willingness to Pay and Farmers' willingness to Accept Compensation for Establishing a Recreational Woodland, *Journal of Environmental Planning and Management*, 39 (1), pp. 21-43.

Formål: Den engelske Forestry Commission (FC) iværksatte i 1991 et Community Woodland Sheme (CWS), for at skabe nye bynære skovområder med henblik på at forbedre de rekreative muligheder. Nærværende studie undersøger husholdningers betalingsvilje for bynær skov samt landmænds kompensationskrav for afståelse af jord til skovrejsning.

Lokalitet: Undersøgelsen fandt sted i Wantage i Oxfordshire - et lokalområde med 11.500 indbyggere. Inden for en afstand på omkring 25 km findes ingen eksisterende skovområder. Betalingsviljen blev undersøgt for et skovområde på 40 ha.

Metode: Undersøgelsen benytter contingent valuation metoden med open ended spørgsmål.

Husstandenes betalingsvilje (WTP) blev undersøgt gennem 400 face-to-face interviews, hvoraf 325 in var anvendelige for videre analyse. Der blev benyttet to forskellige betalingsmåder: dels betaling til en privat fond, dels entréafgift pr. besøg.

Landmændene blev spurgt om den nuværende værdi af deres landbrugsproduktion, samt deres kompensationskrav (WTA) for afståelse af landbrugsjord til projektet.

Estimater: Resultaterne fremgår af tabel 5.9. De kommende brugeres betalingsvilje for skovprojektet (på 40 ha) er estimeret til hhv. £10 (knap 120 kr.) pr. husstand pr. år og £0,8 (9,5 kr.) pr. besøg i den kommende skov. Der er betydelig forskel på det aggregerede resultat af disse to estimater, hhv. £44.000 og £141.000 i årlig betalingsvilje for skoven som helhed.

For landmændene blev det gennemsnitlige kompensationskrav estimeret til £619 pr. ha/år. Ved dette beløb ville der imidlertid blive udbudt mere jord end de ønskede 40 ha. For at fremkalde et udbud svarende til 40 ha ville "kun" være nødvendigt at betale omkring £420 pr. ha/år.

Den samlede betaling for de 40 ha ville blive £25.000 årligt. Som det fremgår af tabel 9 ville betalingsviljen for skoven rigeligt kunne dække dette beløb, uanset hvilket af de to betalingsviljeestimater der vælges.

Tabel 5.9 Betalingsvilje (WTP) og kompensationskrav (WTA) ved skovrejsning

	n	Gennemsnit	Median	Samlet WTP/WTA
WTP pr. husst./år	325	£ 9,94	£ 5,0	£ 44.450
WTP pr. besøg	325	£ 0,82	£ 0,75	£ 141.252
WTA pr. ha/år	19	£ 619	-	£ 25.000

6 VELFÆRDSØKONOMISKE ANALYSER AF DANSKE NATURPROJEKTER

I det følgende vil nogle af de undersøgelser, der blev gennemgået i foregående kapitel, blive anvendt til overførsel af benefitestimater i forbindelse med cost-benefit analyse af tre danske cases. Det drejer sig om følgende allerede gennemførte eller tænkte naturprojekter:

4. Drastrup-projektet: Skovrejsning og naturgenopretning med det primære formål er at sikre rent grundvand og flere rekreative muligheder til Ålborg kommunes borgere. Ud over disse miljømæssige brugsværdier giver projektet øget biodiversitet i området.

5. Skjern Å-projektet: Formålet er at genskabe et stort sammenhængende naturområde i Skjernådalen, som både vil give øget biodiversitet, bedre rekreative muligheder og en række renseeffekter.

6. Ændret træartssammensætning i danske nåletræplantager. Værdisætning af biodiversitetsydelse og rekreativ værdi ved overførsel af benefitestimater fra undersøgelser i UK og Danmark.

Case 1 & 2 er er allerede gennemførte el. igangværende naturprojekter, mens case 3 er opstillet som et tænkt eksempel for at illustrere de forventede benefits, som en ekstensivering/diversificering af skovdriften i hedeplantagerne kunne medføre.

Projekterne giver anledning til benefits i form af såvel brugs- som ikke-brugsværdier. At opgøre disse benefit gennem direkte værdisætningsundersøgelser ville kræve mere tid og flere ressourcer, end der har været til rådighed for denne udredning. I stedet benyttes benefit-transfer.

6.1 Cost-benefit analyse af Drastrup-projektet

Drastrup-projektets primære formål er at sikre rent grundvand og flere rekreative muligheder til Ålborg kommunes borgere. Projektområdet udgør i alt ca. 1000 ha, hvoraf omkring100 ha er Frejlev by. Ca. 500 ha skal tilplantes med skov, og ca. 400 ha skal drives som vedvarende græsningsarealer (pers. medd., Park- og Natur, Ålborg Kommune). Ud over de miljømæssige brugsværdier, i form af grundvandsbeskyttelse og rekreative muligheder, giver projektet øget biodiversitet i området. Endvidere vil skovrejsningen give anledning til CO_2-binding.

I det følgende opgøres værdierne af grundvandsbeskyttelse, rekreative anvendelsesmuligheder, biodiversitetsforøgelsens eksistensværdi og CO_2-binding. På omkostningssiden er nettoomkostningerne ved ændret arealanvendelse i form af mistet jordrente beregnet. Undersøgelsen munder ud i en cost-benefit analyse af Drastrup-projektets samfundsmæssige fordelagtighed. Projektet, der blev påbegyndt i starten af 1990'erne, er endnu ikke afsluttet. Det areal, der benyttes i analysen, er det planlagt projektareal. År 2000 er valgt som basisår.

6.1.1 Baggrund

De geologiske forhold i området betyder, at det nitrat, der udvaskes fra landbrugsarealer, ikke bliver reduceret på vej ned gennem jorden. Der er målt meget høje nitratkoncentrationer(120 mg/l) i de øverste vandlag i jorden, og ved uændret arealanvendelse måtte man regne med, at nitratindholdet også i de dybere grundvandsmagasiner på et tidspunkt ville overskride grænseværdierne for drikkevand . Samtidig er der konstateret pesticider i to boringer i området. En fortsættelse at landbrugsproduktionen i området måtte derfor antages at ville gøre grundvandsmagasinet i Drastrup-området uanvendelig til drikkevandsforsyning.

I 1989 vedtog Ålborg Kommune en plan for ændret arealanvendelse i oplandet til grundvandsmagasinet ved Drastrup med det primære formål beskytte grundvandet mod forurening. Et andet væsentligt formål med projektet er at øge de rekreative muligheder for Ålborgs borgere, idet der generelt er mangel på skov og grønne områder. De rekreative hensyn i Drastrup-projektet tilgodeses gennem skovrejsning og ved skabe gode adgangsforhold i form af et omfattende stisystem og etablering af P-pladser.)Se i øvrigt Ålborg kommunes hjemmeside for en beskrivelse: www.aalborgkom.dk/drastrup/)

6.1.2 Grundvand

Der indvindes for tiden 2,2 mio. m^3 vand årligt fra Drastrup-området, men der menes at være potentiale for en årlig indvinding af 2,8 mio. m^3 (pers. medd., Vandforsyningen, Ålborg Kommune). Dette svarer til ca. 1/3 af Ålborg Kommunes vandforbrug. Ved en antagelse om en årlig nedsivning til grundvandet på 250 mm (FSL, 1999), er der således et opland til grundvandsmagasinet på min. 1.100 ha. Efter igangsættelsen af projektet er der konstateret et fald i nitratudvaskning, således at det grundvand, der dannes nu, må antages at kunne bruges som drikkevand fremover.

I princippet burde det sikrede grundvand i Drastrup værdisættes ud fra borgernes betalingsvilje for bevarelse af rent grundvand. Det har imidlertid ikke været muligt at gennemføre en sådan værdisætningsundersøgelse inden for dette projekts rammer. I stedet er det valgt at *prissætte* grundvandet ved anvendelse af *alternativomkostningsmetoden*, nærmere betegnet omkostningerne ved at tilvejebringe rent drikkevand på anden vis (alternativomkostningsmetoden er beskrevet i afs. 4.2). Et alternativ til at hente grundvand fra Drastrup-området kunne være at omlægge vandforsyningen og hente grundvand et andet sted i kommunen. Dette er dog ikke er muligt, eftersom de samme forhold med intensiv landbrugsproduktion og sårbare grundvandsmagasiner gør sig gældende i hele området. Så hvis vandet skulle hentes et andet sted, ville det blive langt væk fra Ålborg og til en meget høj pris. Det eneste økonomisk realistiske alternativ til Drastrup-projektet ville formentlig være at rense grundvandet for nitrat og pesticider. Derfor bruges rensningsomkostningerne som alternativomkostninger - vel vidende at dette ikke er en politisk ønskværdig løsning.

Omkostningerne ved at rense grundvand for pesticider og nitrat er ifølge Miljøstyrelsen 1,3 kr./m^3 (1996-priser), hvilket efter prisregulering (med engrosprisindekset) svarer til 1,41 kr./m^3 i år 2000 priser. Det antages, at der fortsat vil blive pumpet 2,2 mio. m^3, da der ikke er viden om hvornår indvindingen evt. vil stige. Herved fås en årlig renseomkostning og dermed en indirekte årlig værdi af grundvandet på 3,1 mio. kr. - fra det år hvor forureningsniveauet overskrider de acceptable værdier. Selvom det med ret stor sikkerhed vides, at grundvandet under Drastrup vil blive forurenet på sigt, ved man ikke hvornår det vil ske. Denne tidsmæssige usikkerhed betyder meget for værdien af grundvandsikringen. Hvis det antages at forureningen ville være indtruffet her og nu svarer det til nutidsværdi på 103 mio. kr. ved en diskonteringsrate på 3% over en endelig tidshorisont. Hvis forureningen først ville være indtruffet om 10 år, bliver nutidsværdien 77 mio. kr., og hvis forureningen først var indtruffet om 20 år, bliver nutidsværdien 57 mio. kr. Det har ikke været muligt at beregne, hvornår grundvandet måtte forventes at blive ubrugeligt som drikkevand. Det antages, at grundvandet kunne have været brugt som drikkevand i yderligere 10 år, for herefter at være ubrugeligt. Nutidsværdien af grundvandssikringen i dette scenario er som nævnt 77 mio. kr.

6.1.3 Rekreative værdi

Et andet formål med Drastrup-projektet er, som tidligere nævnt, at øge udbuddet af rekreative arealer i Ålborg-området. Ålborg kommune er skovfattig (skovprocenten er kun halvdelen af landsgennemsnittet) og i det hele taget underforsynet med grønne områder. Det er derfor kommunens mål at

fordoble skovprocenten. Drastrup-projektet vil i første række give forbedrede rekreative muligheder for beboerne i Frejlev, Drastrup og den sydvestlige del af Ålborg by, der ligger inden for cykel- eller gåafstand. Områdets størrelse taget i betragtning er det sandsynligt, at det også vil tiltrække besøgende fra andre dele af Ålborg. I nærværende analyse har der dog kun været mulighed for at værdisætte de rekreative benefits for beboerne i lokalområdet omkring Drastrup.

Den lokale brugsværdi af de forbedrede rekreative muligheder er *værdisat* ved anvendelse af h*usprismetoden* (hedonisk værdisætning). Ved at opstille og estimere en husprisfunktion kan man isolere skovens indflydelse på den pris, som huse i det undersøgte område handles til. Dermed fås et mål for husejeres betalingsvilje for at bo tæt på skov. Det blev undersøgt, hvad der er sket med huspriserne i det parcelhusområde, som ligger i den sydlige del af byen Frejlev. Frejlev har 2.400 indbyggere, og der ligger 395 huse i det analyserede område.

I analysen er der anvendt registerdata fra Kommunedata, hvor der findes oplysninger om hushandler, de opnåede priser og husenes karakteristika. Der indgår 142 hushandler i undersøgelsen, der dækker en periode fra fem år før projektstart til i dag. De 142 hushandler i datasættet er delt op i tre perioder:

?? Periode 1: Før projektets vedtagelse (1985-1990) blev der solgt 37 huse.

?? Periode 2: I opstarts- og planlægningsfasen (1991-1995) blev der solgt 43 huse. I første del af denne periode bliver planerne om skovrejsningen alment kendte og den første del af skovrejsningen foretaget.

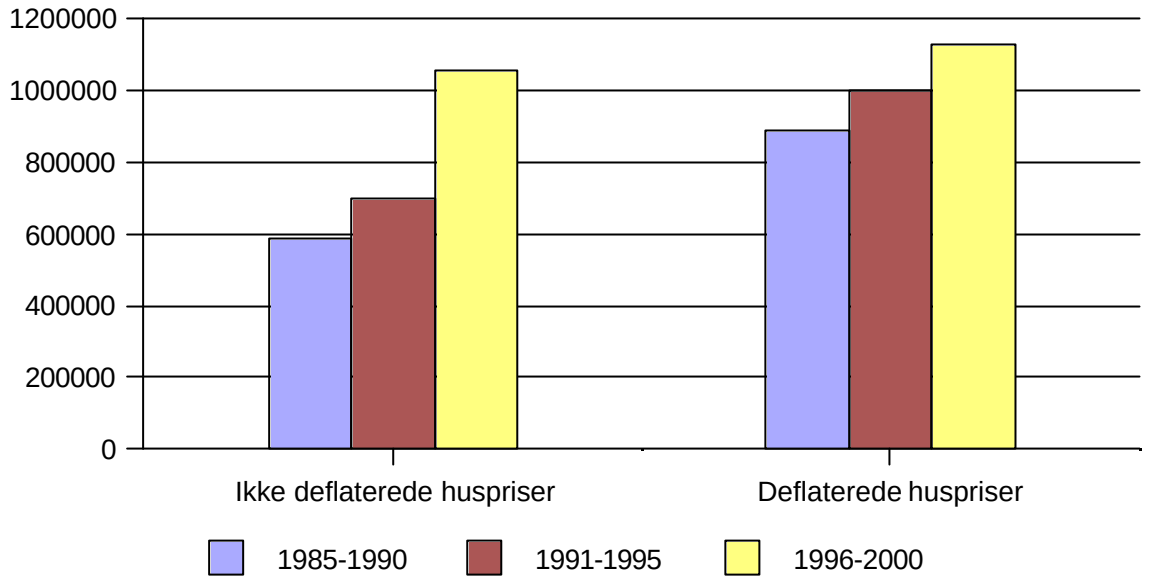
?? Periode 3: Efter skovrejsning (1996-) blev der solgt 62 huse. I denne periode sker der større jordfordelinger, arealanvendelsen ændres på mange af landbrugsarealerne og skovrejsningen fortsætter.

De generelle huspriser har ændret sig betydeligt i denne periode, og derfor er det nødvendigt at korrigere med et husprisindeks for at få handelsværdierne udtrykt i nutidspriser. For hushandler efter 1996 er der brugt et indeks beregnet udfra salg i Ålborg Kommune, mens der for hushandler før 1996 er brugt et indeks beregnet udfra salg i kommunegruppe 4, dvs. kommunerne Odense, Esbjerg, Randers Århus og Ålborg.

For at få et overblik over hvilke resultater, der kan forventes af analysen, ses der først på handels- og nutidspriser for huse solgt i de tre perioder. I figur 4 ses de faktiske handelspriser til venstre i figuren, mens søjlerne til højre viser priserne, når der er korrigeret for den generelle stigning i huspriserne. Det ses at huspriserne i Frejlev er steget kraftigt i sidste halvdel af 1990erne. En stor del af denne stigning skyldes den generelle husprisstigning. Men forskellene på søjlernes højde for de deflaterede huspriser viser, at der har været en stigning i Drastrup-området ud over den generelle prisstigning på huse i Ålborg-området. Denne husprisstigning kan skyldes enten ændrede forhold i Frejlev, eller også at stikprøverne af hussalg ikke er tilfældige, fordi det eksempelvis systematisk er større huse der er solgt i de sidste perioder. For at afsløre om dette er tilfældet blev der opstillet en model, der tager højde for de vigtigste af husenes karakteristika.

Der blev gennemført estimationer for mange forskellige varianter af denne husprismodel, og de gav alle nogenlunde samme resultater. Dette tyder på at resultatet er meget stabilt og sikkert. Det er valgt her at benytte resultatet fra en model, hvor husprisen er forklaret som en funktion af boligareal, grundstørrelse og alder, samt hvilken periode det er solgt i. Ud fra denne model kan det konklu-

deres, at huse der blev solgt i perioden 1991-95 var 103.000 kr. dyrere end i perioden 1985-1990, mens merprisen fra 1996 og frem har været på 237.000 kr. Resultatet har høj statistisk signifikans[16].



Figur 4. Udviklingen i huspriser i Frejlev opdelt på tre perioder.

Den kapitaliserede værdi af hele Drastrup-projektet for huse beliggende i Frejlev er således 237.000 kr. ganget med de 395 huse i Frejlevs sydlige del. Dette giver en samlet værdi på 93 mio. kr. (Hasler et al., 2001).

Det skal understreges at dette estimat ikke dækker over de rekreative værdier som Drastrup-projektet har skabt for andre besøgende, f.eks. besøgende fra Ålborg by. Alt andet lige er dette estimat for de rekreative værdier derfor et underestimat.

Det skal bemærkes, at der er sket en anden ændring i Frejlev som kan have indflydelse på resultaterne. I oktober 1993 blev Ny Nibevej nord for Frejlev indviet. Denne vej aflaster Nibevej gennem Frejlev, og betyder at en stor del af trafikken fra Ålborg til Nibe og Løgstør ikke længere føres gennem Frejlev. Den gamle Nibevej ligger fra 350 meter til over en kilometer nord for de undersøgte boligområder, og Ny Nibevej ligger yderligere cirka 750 meter nord for boligområderne. Vejdirektoratet anslår at vejstøj for hver dB over 55 dB giver anledning til fald i husprisen på 1 % (Vejdirektoratet, 1998). De undersøgte boligområder i Frejlev har hverken før eller efter åbningen af Ny Nibevej været belastet med over 55 db, og effekten på huspriserne har formentligt været yderst beskeden. I den nordlige del af Frejlev må det dog formodes at Nibevej før flytningen har givet anledning til en del støjgener og dermed kan flytningen af vejen have haft en positiv betydning for husene i denne del af byen. Man kan forestille sig at to positive effekter i hver sin ende af byen kan have en synergi-effekt, således at de tilsammen forstærker den positive effekt; dvs. sammen betyder at områdets generelle attraktivitet stiger. Hermed kan Drastrupprojektets estimerede effekt på huspriserne være overvurderet.

[16] Signifikansniveau ½ promille henh. 1/10 promille for Periode 2 henh. 3 og modellens forklaringsgrad(R^2) er 0,79.

På den anden side kan det som nævnt forventes, at de rekreative arealer i Drastrup-området også vil blive brugt af folk fra andre dele af Ålborg-området. Ud fra den betragtning må den estimerede rekreative brugsværdi derfor betragtes som et underkantskøn.

6.1.4 Eksistensværdi

Drastrup-projektet forventes at øge biodiversiteten i området. På landsplan er effekten af Drastrup-projektet naturligvis marginal, men projektet kan betragtes som en del af de omfattende danske skovrejsnings- og naturgenopretningsprogrammer, der på sigt vil få mærkbar indflydelse på biodiversiteten i landet som helhed. I det perspektiv er det rimeligt at antage, at Drastrup-projektets bidrag til forøgelsen af biodiversiteten i Danmark har en *eksistensværdi* på nationalt plan. I nærværende beregningseksempel er eksistensværdien af Drastrup-projektet værdisat via benefitestimatoverførsel fra en engelsk undersøgelse af betalingsviljen for naturbevarelse/-genopretning i *Somerset Levels plus Moors* (Willis et al., 1995). Undersøgelsen er gennemgået i afs. 5.1.2.

Tabel 6.1 Overførsel af eksistensværdiestimater fra Somerset Levels plus Moors til Drastrup-projektet

	Somerset Levels plus Moors (England)	Drastrup-projektet
Areal	61.340 ha	1.000 ha
Husstande	16,4 mio.	2,4 mio.
WTP/ha/år	£ 656	1.198 kr.
WTP/husstand/år	£ 2,45	0,5 kr.
Samlet eksistensværdi per år	**£ 40,2 mio.**	**1,2 mio. kr.**
Kapitalværdi:		
Pr. ha (3%)		39.941 kr.
Pr. ha (5%)		23.965 kr.
Pr. ha (7%)		17.118 kr.
Hele området (3%)		**40 mio. kr.**

Formålet med beskyttelsesprogrammet i *Somerset Levels plus Moors* er primært at sikre/øge den biologiske mangfoldighed i området. Det engelske undersøgelsesområdets karakteristika er kun delvis sammenfaldende med projektområdets. Men de vigtigste biologiske variable anses dog for at være så sammenlignelige, at værdiestimaterne for det engelske program er anvendelige i relation til Drastrup-projektet.

I tabel 6.1 korrigeres de estimerede benefits fra undersøgelsesområdet for forskelle i antal husstande og arealstørrelse. De overførte den årlige benefits bliver derved ca.1.200 kr./ha/år. For det samlede projektområde bliver den årlige eksistensværdi af biodiversitetsforøgelsen 1,2 mio. kr. Ved 3% kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont svarer det til en nutidsværdi på 40 mio. kr.

6.1.5 CO_2-binding

Der rejses i alt ca. 500 ha skov i Drastrup-området. Denne skov binder kulstof (CO_2) op gennem sin vækstperiode. Da skoven bliver fredsskov, skal arealet altid være skovbevokset, og skoven vil dermed fungere som permanent CO_2-lager. Det antages, at der med de seneste klimaaftaler vil være mulighed for at indregne kulstofbindingen i Danmarks CO_2-reduktionsforpligtelse.

Der er udviklet modeller til at beregne, hvor stor en mængde CO_2 der bindes, når en skov vokser. Her benyttes en tilnærmet værdi på 8 t/år i 90 år. Denne CO_2-binding prissættes udfra alternativomkostningsmetoden. De samfundsmæssige omkostninger ved at reducere CO_2-udledningen gennem billigste alternative fremgangsmåde er skønsmæssigt sat til CO_2-afgiften på 100 kr./t. Det antages altså, at der på de 500 ha skov bindes 8 ton CO_2/ha/år over en periode på 90 år. Til en pris på 100 kr./t og 3% kalkulationsrente giver det en nutidsværdi på 12,4 mio. kr. for Drastrup-projektet.

6.1.6 Tabt jordrente i landbruget

Før Drastrup-projektets start var der almindelig landbrugsdrift i det meste af projektområdet. Jordrentetabet ved ekstensivering og ophør med landbrug er opgjort på grundlag af landsgennemsnittet for jordrenteniveauet på sandjord, der af Dubgaard & Mortensen (2000) er beregnet til 2.150 kr./ha - inkl. EU-tilskud. Med diskonteringsrater på 3% og 5% giver det jordværdier på hhv. 71.000 kr./ha og 43.000 kr./ha. Den faktiske handelspris befinder sig formentlig et sted i dette interval. For de ca. 900 ha landbrugsjord i projektområdet bliver omkostningen i nutidsværdi godt 60 mill. kr. ved en diskonteringsrate på 3%.

6.1.7 Jordrente fra vedvarende græs

Om der her kan opnås en positiv jordrente afhænger af, om arealet må kvælstofgødskes. Hvis der - som det gælder for det meste af Drastrup-området - ikke må tilføres kvælstof, er jordrenten omkring nul (Dubgaard & Mortensen, 2000). Om der skal gives tilskud for at sikre afgræsning som led i arealplejen, er ikke undersøgt.

6.1.8 Jordrente i skovbruget

Der plantes som nævnt 500 ha skov, som på langt sigt kan levere træprodukter. Den egentlige skovdrift i form af træproduktionen giver dog ikke overskud på ret mange jorder. I en analyse af et skovrejsningsprojekt ved Kalundborg (Vollerup Skov) blev træproduktionen beregnet til at give et velfærdsøkonomisk underskud på omkring 400 kr./ha/år. Dette underskud udlignes dog af EU-tilskud til skovrejsning, således at der inklusive EU-tilskud fås en positiv jordrente på godt 100 kr./ha/år. Det antages derfor at træproduktionen i Drastrup, når EU-tilskuddet til kommunal skovrejsning indregnes, balancerer. Omlægning fra konventionel landbrug til skovbrug er således også forbundet med et jordrentetab på 2.150 kr./ha.

6.1.9 Konklusion

De beregnede omkostninger og benefits for Drastrup-projektet (opgjort i nutidsværdi) ses i tabel 6.2. Ifølge beregningerne er Drastrup-projektet særdeles fordelagtigt for samfundet, idet de forventede benefits overstiger omkostningerne med mere end halvanden hundrede mill. kr. i nutidsværdi – svarende til en samfundsmæssig værdiforøgelse på knap 180.000 kr. pr. ha i forhold til fortsat landbrugsdrift. Denne store værdiforøgelse skal ses som resultat af en særdeles fordelagtig placering af projektet, hvor flere benefits opnås samtidigt. Som det fremgår af tabellen er det ikke mindst grundvandbeskyttelse (med omkring 80 mill. kr.) og den rekreative gevinst for husejerne i området (godt 90 mill. kr.), der giver det gunstige resultat. Den estimerede eksistensværdi af biodiversitetsforøgelsen er derimod "kun" i stand til at finansiere to tredjedele af de samfundsmæssige omkostninger ved opgivelse af den hidtidige dyrkning af jorden. Med det forbehold, at beregningerne – specielt for biodiversiteten - er forbundet med betydelig usikkerhed, må det konkluderes, at det især er fordelagtigt at lokalisere naturgenopretningsprojekter i områder, hvor der er vandindvindingsinteresser og tilstrækkeligt befolkningsunderlag til at give væsentlige gevinster i form af rekreative brugsværdier.

Tabel 6.2 Velfærdsøkonomiske konsekvenser af Drastrup-projektet (3% diskonteringsrate)

Omkostninger: Mistet jordrente på 900 ha landbrugsjord	60 mio. kr.
Benefits: Jordrente i skovbruget Jordrente for vedvarende græs Rekreativ værdi for husejere Eksistensværdi af biodiversitet Grundvandsbeskyttelse CO_2-binding	0 kr. 0 kr. 90 mio. kr. 40 mio. kr. 80 mio. kr. 10 mio. kr.
Velfærdsøkonomisk overskud	**160 mio. kr.**

6.2 Cost-benefit analyse af Skjernåprojektet

Følgende afsnit er et resume af den gennemførte cost-benefit analyse af Skjernåprojektet. En deltaljeret beskrivelse findes i Dubgaard et al. (2001). Analysen omfatter markedsgoder såvel som ikke-markedsgoder opgjort i monetære enheder. Værdien af ikke-markedsomsatte benefits er opgjort ved anvendelse af økonomiske værdi-/prissætningsmetoder eller overførsel af værdisætningsestimater fra nationale såvel som udenlandske undersøgelser. På benefitsiden inddrager analysen eksistensværdien af øget biodiversitet, brugsværdien af forbedrede muligheder for friluftsliv samt miljøforbedringer i form af okker- og næringsstoftilbageholdelse m.m. Omkostningssiden omfatter jordrentetabet ved inddragelse om omlægning af landbrugsjord samt anlægs- og driftsomkostninger.

Formålet med Skjernåprojektet er at genskabe et stort sammenhængende naturområde i Skjernådalen. Ifølge Skov- og Naturstyrelsen (1998) omfatter projektområdet 2.200 ha, hvor følgende foranstaltninger gennemføres:

- De nederste 20 km af Skjern Å genslynges
- Der etableres en sø på ca. 160 ha i det lavtliggende Hestholmområde
- Åen anlægges med flere udløb i fjorden, så der med tiden vil kunne udvikle sig et delta på 220 ha
- Kontakten mellem åen og de vandløbsnære arealer genskabes, ved at periodevise oversvømmelser tillades på 290 ha rørsump
- 1.550 ha intensivt udnyttede landbrugsarealer overgår til ekstensiv græsning.

6.2.1 Cost-benefit analysens forudsætninger

I 1998 gennemførte COWI en cost-benefit analyse af Skjernåprojektet for Skov- og Naturstyrelsen. De væsentligste forskelle på nærværende CBA og COWIs analyse er ændrede velfærdsøkonomiske antagelser, et forbedret empirisk grundlag for kvantificering af bl.a. de rekreative brugsværdier samt en udvidelse af benefitsiden til også at omfatte eksistensværdien af biodiversitetsforøgelsen.

Hvad de velfærdsøkonomiske antagelser angår, følger nærværende analyse anbefalingerne i Møller et al. (2000). De væsentligste ændringer i forhold til COWIs analyse er, at omkostninger og benefits opgøres i markedspriser (COWI-analysen var i faktorpriser), samt at EU-tilskud betragtes som en valutaindtægt for det danske samfund og derfor indgår på linje med andre benefits og omkostninger – i modsætning til COWI-analysen hvor EU-tilskud er udeladt.

Benefitsiden er som nævnt udvidet med en opgørelse af eksistensværdien af den forventede biodiversitetsforøgelse. *Eksistensværdien* er kvantificeret ved overførelse af betalingsviljeestimater fra et tilsvarende projektområde i UK. Biodiversitetens *brugsværdi* er opgjort som forbedrede muligheder for *friluftsliv*, *jagt* og *lystfiskeri*. Værdien af friluftsliv er estimeret ved overførsel af betalingsviljeestimater fra en værdisætningsundersøgelse af Mols Bjerge samt skøn over det forventede besøgstal baseret på registrerede besøgshyppigheder i lignende områder. Gevinsten ved forbedret lystfiskeri er beregnet ved overførsel af benefitestimater fra undersøgelser af betalingsviljen for lystfiskeri i lignende områder; mens værdien af forbedret jagt er opgjort ud fra niveauet for leje af jagt i områder med naturkarakteristika svarende til den genoprettede Skjernådal. Projektets *renseeffekter* i form af kvælstof-, fosfor- og okkerreduktion er prissat som omkostningerne ved alternative renseforanstaltninger.

På omkostningssiden er der gennemført detaljerede beregning af den mistede jordrente ved inddragelse af landbrugsjord. Her tages der hensyn til den fremtidige marginalisering (i fravær af projektet) som følge af en gradvis niveausænkning på en del af det afvandede areal.

6.2.2 Tidshorisont

År 2000 er valgt som basisår. Det betyder, at de benefits og omkostninger, der optræder inden basisåret, inflateres (med engrosprisindekset) og rentebelastes, mens de fremtidige konsekvenser tilbagediskonteres. Da miljømæssige ydelser oftest ikke er aftagende over tid, men fortsætter i det uendelige, baseres de primære beregninger på en uendelig tidshorisont. At opstille en kalkule for en uendelig tidshorisont er naturligvis forbundet med betydelig usikkerhed. Derfor gennemføres beregningerne også for en tidshorisont på 20 år. Det er primært usikkerheden omkring udviklingen i landbrugsstøtten (EU-tilskud) samt marginalisering som følge af jordens sætning, der er begrundelse for denne følsomhedsberegning mht. tidshorisontens længde.

6.2.3 Kalkulationsrente

Der er langt fra enighed om, hvad der kan betragtes som det relevante niveau for den samfundsmæssige diskonteringsrate (se Dubgaard et al., 2001). I nærværende CBA foretages diskontering med kalkulationsrenter inden for det spænd, der er bragt i forslag her i landet – henholdsvis 3%, 5% og 7%.

6.2.4 Beregningspriser

Som nævnt opgøres samtlige benefit- og omkostningskomponenter i *markedspriser* (inklusive afgifter). Det skyldes, at det er markedspriser, der ligger til grund for forbrugernes afvejninger mellem diverse alternativer, herunder betalingsviljen for miljøgoder. De fleste projektomkostninger er imidlertid i *faktorpriser* (eksklusive afgifter). Derfor er en forhøjelse med den såkaldte nettoafgiftsfaktor nødvendig for at få værdier, der er ækvivalente med markedsprisniveauet (se Møller et al., 2000). *Nettoafgiftsfaktoren* er et udtryk for det generelle afgiftsniveau i samfundet og udregnes som forholdet mellem bruttonationalproduktet og bruttofaktorindkomsten. Den har værdien 1,17 for den relevante periode. For internationalt handlede goder er korrektionsfaktoren 1,25.

6.2.5 Afgrænsning af samfundet

Der er foretaget en national afgrænsning af samfundet. Det betyder at EU-tilskud til landbruget m.m. opfattes som valutastrømme på linje med eksportindtægter. De indgår derfor, efter forhøjelse med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder, i cost-benefit analysen. Her afviger nærværende CBA fra den tidligere analyse udført af COWI, hvor EU-tilskud opfattes som transfereringer – og derfor er udeladt.

6.2.6 Værdisætning af benefits

Den væsentligste benefit-kategori er værdien af øget biodiversitet – i form af brugs- såvel som ikke-brugsværdi. Brugsværdikomponenten udgøres af forbedrede muligheder for friluftsliv, jagt og lystfiskeri, mens ikke-brugsrelaterede benefits er opgjort som eksistensværdien af øget biodiversitet. Endvidere har projektet betydelige renseeffekter, der indgår som reduceret udledning af kvælstof fosfor og okker til områder *uden for* projektområdet, primært Ringkøbing Fjord. Dertil kommer sparede pumpeudgifter, bedre arrondering af landbrugsjord som følge af jordfordeling, og øget tagrørsproduktion m.m. I nærværende analyse er der først og fremmest lagt vægt på at værdisætte de forbedrede muligheder for friluftsliv, jagt og lystfiskeri samt eksistensværdien af øget biodiversitet. For de øvrige benefit-komponenter er beregningerne baseret på de værdi- eller prisestimater, som COWI har beregnet i forbindelse med den tidligere cost-benefit analyse af Skjernåprojektet (se COWI, 1998).

6.2.7 Værdien af forbedret Jagt

Det forventes, at jagtværdien, på de arealer hvor jagt tillades (1.080 ha), vil være betydeligt større efter projektets gennemførelse. Jagtværdien efter projektets gennemførelse er skønnet på grundlag af erstatninger for jagtforbud i områder med karakteristika svarende til den naturgenoprettede Skjernådals. Det forventes, at jagtværdien vil være *400 kr./ha/år* for de *statsejede arealer*, hvor der vil være restriktioner på jagtudøvelsen; og *600 kr./ha/år* på de *privatejede jorde*, hvor den ikke vil være sådanne begrænsninger. På grundlag af oplysninger fra bl.a. Skov- og Naturstyrelsen vurderes det, at den tidligere jagtværdi i området var ca. 200 kr./ha/år i snit. Den forventede værdiforøgelse er altså 200 kr./ha/år for de statsejede arealer og 400 kr./ha/år for de privatejede.

Projektet forventes at reducere det tilgængelige jagtareal med 1.045 ha. Det forventes, at den vildtforøgelse, der skyldes arealet med jagtforbud, vil kunne høstes af jægere i randområderne. Forøgelsen af jagtværdien i randområderne er skønsmæssigt sat til et beløb, der svarer til 200 kr./ha/år for det jagtfrie område – i alt 209.000 kr./år.

Som det fremgår af tabel 6.3 udgør den beregnede forøgelse i jagtværdien 473.000 kr. årligt – svarende til en nutidsværdi på 15-16 mill. kr. – ved 3% kalkulationsrente og uendelig tidshorisont.

Tabel 6.3 Den beregnede værdi af forbedret jagt

	Areal	Ændringen i den årlige jagtværdi, kr. pr. ha	Årlig benefit kr.
Jagtområder, privatejede	240	400	96.000
Jagtområder, statsejede	840	200	168.000
Randeffekter	1.045	200	209.000
I alt	2.125	-	473.000

6.2.8 Værdien af forbedret lystfiskeri

Projektet forventes at give væsentlige forbedringer af mulighederne for lystfiskeri. Af særlig interesse er de forventede forbedringer af fiskeriet efter laks og havørred. Før projektets gennemførelse blev området ifølge COWI (1998) benyttet af ca. 5.000 lystfiskere på årsbasis. Opgørelsen er baseret på oplysninger fra lokale lystfiskerforeninger. Der findes tilsyneladende ikke opgørelser over, hvad der betales for adgang til lystfiskeri i området. Der er heller ikke foretaget værdisætningsun-

dersøgelser af betalingsviljen for adgang efter projektets gennemførelse. Værdisætningen af forbedret lystfiskeri må derfor baseres på overførsel af benefitestimater fra undersøgelser af betalingsviljen for lystfiskeri i lignende områder.

Den eneste undersøgelse af betalingsviljen for adgang til lystfiskeri i Danmark, der er nærværende rapports forfattere bekendt, indgår i et projekt gennemført for Nordisk Råd af Toivonen et al. (2000). Undersøgelsen anvender forskellige varianter af den *betingede værdisætningsmetode*. I forbindelse med Skjernåprojektet er den relevante benefit værdien af den forventede *forbedring* af det eksisterende fiskeri, specielt mht. laks og havørred. Det nærmeste, man kommer til et betalingsviljeestimat for en sådan ændring i Toivonen et al., er baseret på følgende spørgsmål:

> ”Imagine that there was a stream near your home which for many years had been closed for recreational fishing... The stream has a natural stock of salmon and sea trout, which allows for an above average chance of catching these fish species. Imagine that the stream is opened to recreational fishing with rod and line… To get access you will have to pay a rent that would grant you 12-month right to fish in the stream… What is the most you would be willing to pay….”?

For Danmarks vedkommende ligger den estimerede betalingsvilje for ovennævnte scenarium i intervallet 550 til 921 kr./år pr. fisker.

Forbedringen af mulighederne for fiskeri i Skjern Å svarer ikke nøjagtigt til scenariet i ovennævnte betalingsviljespørgsmål. Den væsentligste forskel er, at der også før projektets gennemførelse var mulighed for at fange laks og havørred i Skjern Å. Den estimerede betalingsvilje for adgang til et nyt laksevand må derfor antages at være et overestimat set i relation til de lystfiskere, der allerede benytter Skjern Å. På den anden side kan man regne med et antal nye lystfiskere efter projektets gennemførelse. COWI har foreslået en fordobling, men da dette tal er yderst usikkert, har vi her valgt at se bort fra tilgangen af lystfiskere. Til gengæld vælger vi at opgøre projektets værdi for de eksisterende lystfiskeres ud fra betalingsviljen i Toivonen et al. for et nyt laksevand. Her må vi som sagt regne med, at der er tale om en overvurdering af den faktiske betalingsvilje. Om undervurderingen på den ene side (fravær af skøn over tilgangen af fiskere) opvejes af overvurderingen på den anden, er det ikke muligt at afgøre. Man må derfor betragte den resulterende værdisætning som et groft skøn.

Toivonen et al. nåede som sagt frem til et betalingsviljeskøn for et nyt laksevand i intervallet 550 til 921 kr. pr. fisker på årsbasis. Vi antager tilsvarende, at de 5.000 lystfiskere, der benytter Skjern Å i dag, i snit vil betale fra 550 til 921 kr./år *ekstra* for adgang til fiskeri i åen efter projektets gennemførelse. Det giver en værdiforøgelse af lystfiskeriet i intervallet 2,8 til 4,6 mill. kr. på årsbasis for åen som helhed. Ved en kalkulationsrente på 3% over en uendelig tidshorisont svarer det til nutidsværdier i størrelsesordenen 90 til 150 mill. kr. I den endelige CBA-opgørelse vælger vi at lade det laveste at disse beløb indgå på benefitsiden – ud fra en forsigtighedsbetragtning.

Det skal bemærkes, at betalingsviljeskønnet ikke er en prognose for den fremtidige merbetaling til bredejerne for adgang til fiskeri i Skjern Å. Der er tale om et velfærdsøkonomisk estimat af stigningen i det potentielle konsumentoverskud ved lystfiskeri. I hvilket omfang dette konsumentoverskud vil blive ”inddraget” af bredejerne (som ressourcerente) gennem lejeafgifter afhænger af vilkårene for udlejning af fiskerettigheder, herunder ikke mindst hvilke restriktioner der vil være på udlejningen af fiskeretten på statsejede arealer.

6.2.9 Værdi af adgang til friluftsliv

Områdets størrelse giver plads til forskellige fritidsaktiviteter, herunder vandre- og cykelture, sejlads og primitiv overnatning m.m. Adgangsforholdene vil blive væsentligt forbedret, bl.a. gennem anlæggelse af stier, tilladelse til færdsel i græssede områder og etablering af faciliteter for friluftslivet. Udgangspunktet for værdisætningen af adgangen til friluftsliv er en antagelse om, at Skjernådalen med tiden vil få status af "nationalt naturområde" – på niveau med fx Gudenåen og Mols Bjerge. Der er tidligere gennemført en undersøgelse af publikums *betalingsvilje* for adgang til friluftsliv I Mols Bjerge (Dubgaard, 1996). I det følgende vil Mols Bjerge-undersøgelsen blive benyttes som grundlag for estimation af publikums (hypotetiske) betalingsvilje for adgang til de rekreative værdier i Skjernåområdet efter projektets gennemførelse.

Skøn over forventet besøgstal: Et beslægtet område er Tipperhalvøen i den sydlige del af Ringkøbing Fjord. Tipperhalvøen (på ca. 800 ha) er et enestående natur- og fuglereservat med kvaliteter, som Skjernåområdet kan forventes at opnå på lidt længere sigt. Der findes rimeligt sikre besøgsopgørelser for området, som angiver et besøgstal på 30.-40.000 om året. I Mols Bjerge (på ca. 2.500 ha) er det årlige antal besøg opgjort til 160.-170.000. *Besøgsintensiteten* i de to områder ligger i intervallet 40-70 besøg pr. ha årligt. Vi skønner, at *besøgsintensiteten* i Skjernådalen kommer til at ligge i dette interval - svarende til 90.-150.000 besøg årligt. Heri er ikke medregnet lystfiskere og jægere, som behandles særskilt

Estimation af betalingsviljen for adgang: Som nævnt benyttes Mols Bjerge-undersøgelsen som grundlag for estimation af publikums (hypotetiske) betalingsvilje for adgang til Skjernåområdet efter projektets gennemførelse. Den estimerede gennemsnitlige betalingsvilje *pr. besøg* i Mols Bjerge ligger i intervallet 30-50 kr. – alt efter spørgeformatet (se Dubgaard, 1996). Interviewene – og dermed prisniveauet – er fra perioden 1991-92. Inflateret til år 2000 bliver betalingsviljen 40-60 kr. pr. besøg. Vi vil i det følgende (forsigtigt) antage, at den hypotetiske betalingsvilje for adgang til Skjernådalen vil ligge på omkring 40 kr. pr. besøg i snit. Med de anslåede besøgstal (90.-150.000 om året) bliver den forventede rekreative værdi af Skjernådalen i størrelsesordenen 3,5-6 mio. kr. om året. Med en diskonteringsrate på 3% over en uendelig tidshorisont bliver intervallet for nutidsværdien 120-200 mio. kr. I cost-benefit analysen benyttes det lave skøn ud fra en forsigtighedsbetragtning.

6.2.10 Eksistensværdi af biodiversitetsforøgelse

Det er relativt få arters overlevelse, der afhænger af, hvad vi gør i Danmark. Men de fleste danskere tillægger det utvivlsomt værdi, at sjældne nationale arter bevares her i landet, fx storken, odderen, selvreproducerende laksestammer osv. Det gælder sandsynligvis også, selvom folk måske ikke regner med at kunne iagttage de pågældende arter – eller udnytte dem på anden vis. Man taler i den forbindelse om ikke-brugsværdi eller eksistensværdi af biodiversitet. Eksistensværdien af biodiversitetsforøgelsen som følge af Skjernåprojektet er opgjort ved overførsel af benefitestimater fra en engelsk værdisætningsundersøgelse for et lignende område, nærmere betegnet vådområdet Pevensey Levels (for en nærmere beskrivelse se Dubgaard et al., 2001). Ved at benytte (korrigerede) betalingsviljeestimater for Pevensey Levels kan eksistensværdien af øget biodiversitet ved Skjernåprojektet opgøres til ca. 2,7 mio. kr. på årsbasis (op. cit.). Det giver en nutidsværdi på knap 90 mio. kr. ved 3% diskonteringsrate over en uendelig tidshorisont.

6.2.11 Reduktion i næringsstoffer og okker

Omlægningen fra intensivt dyrket jord til sø- og græsarealer m.v. medfører en betydelig reduktion i udledningen af kvælstof, fosfor og okker. Reduktionen skyldes såvel mindre *udvaskning* fra de om-

lagte arealer som *tilbageholdelse* af næringsstoffer i åvandet ved gennemstrømning af oversvømmede områder m.m. Reduktionen i okker- og næringsstofbelastningen opgøres for *slutrecipienten* Ringkøbing Fjord (effekten af reduceret okker- og næringsstofbelastning i Skjern Å antages at være indeholdt i de mijøbenefits, der er værdisat for selve projektområdet). De samfundsmæssige benefits af okker- og næringsstofreduktionen bestemmes ud fra en alternativomkostningsbetragtning, hvor værdien af reduktionen opgøres som de (sparede) samfundsmæssige omkostninger ved renseforanstaltninger af samme omfang et andet sted.

Kvælstof: Ifølge Miljø- og Energiministeriet (2001) udgør *kvælstoftilbageholdelsen* i de vanddækkede områder ca. 180 tons N årligt. For arealer, der omlægges til ekstensiv drift, regnes med en reduktion i *kvælstofudvaskningen* svarende til 31 tons N årligt. Dvs. at projektet i alt medfører en kvælstoffjernelse på 211 tons N på årsbasis, som slutrecipienten Ringkøbing Fjord spares for.

SJFI (2000) har beregnet, at etablering af våde enge er et af de samfundsmæssigt billigste alternativer, når det drejer sig om begrænsning af kvælstofudledningen til det marine miljø. Det gennemsnitlige jordrentetab ved omlægning af dyrket jord til våde enge er beregnet til knap 1.500 kr. pr. ha (korrigeret med nettoafgiftsfaktoren), mens anlægsomkostningerne ved etablering af vådområder er opgjort til 10.000 kr. pr. ha i snit. Etablering af våde enge antages at have en kvælstofreducerende effekt i størrelsesordenen 350 kg N per ha om året. Omregnet til enhedspris bliver reduktionsomkostningerne ved etablering af våde enge godt 5 kr. pr. kg N. Overført til Skjernåprojektet bliver den samlede værdi af N-reduktionen 1,1 mio. kr. årligt. Med en diskonteringsfaktor på 3% over en uendelig tidshorisont svarer det til en nutidsværdi på godt 35 mio. kr.

Fosfor: Den årlige fosfortilbageholdelse og -reduktion i projektområdet forventes at blive 14,5 tons, svarende til ca. 6 kg P/ha (Skov- og Naturstyrelsen, 1998). COWI værdisætter fosforreduktion til den gennemsnitlige pris for fjernelse af fosfor på renseanlæg, nærmere betegnet 80 kr. pr. kg. Dermed får fosforreduktionen en værdi på godt 1,3 mio. kr. om året (inkl. afgiftsfaktoren). Det giver en nutidsværdi på knap 44 mio. kr. ved anvendelse af 3% kalkulationsrente og en uendelig tidshorisont.

Okker: Fra drænede pyritholdige jordlag sker der en udsivning af jernforbindelser, der omdannes til okker og udfældes i vandløb og fjorde m.v. Ifølge Skov- og Naturstyrelsens VVM-redegørelse (1998) har okkerbelastningen siden afvandingen af Skjernådalen været et alvorligt miljøproblem i området. VVM-redegørelsen opgør den årlige reduktion i okkerudledningen til 635 tons. COWI (1998) har estimeret renseomkostninger ved etablering af okkerrensningsanlæg. Med dette som udgangspunkt er det i denne undersøgelse beregnet, at en tilsvarende okkerreduktion ville koste1,3 mio. kr. årligt ved billigste alternative renseforanstaltning – svarende til 44 mio. kr. i nutidsværdi, ved en kalkulationsrente på 3% over en uendelig tidshorisont.

6.2.12 Ophør med organisk forurening fra dambrug

Nedlæggelsen af Kolbøl dambrug giver miljøbenefits i form af ophør med organisk stofudledning. For projektområdet som sådan kan værdien af den reducerede forurening antages at være indeholdt i de miljøbenefits, der måles i form af forbedret fiskeri og rekreative værdier. Derudover vil der være tale om benefits i form af reduceret stofudledning til Ringkøbing fjord. Det antages, at den samlede udledning af organisk materiale ville være endt i Ringkøbing fjord i alternativsituationen. Ophør med udledningen af organisk materiale prissættes ved anvendelse af renseomkostningsmetoden. COWI (1998) vurderer, at en tilsvarende reduktion ville kunne klares ved etablering af et rensningsanlæg til 1,3 mio. kr. med årlige driftsomkostninger på 100.000 kr. Anlæggets afskrivningspe-

riode antages at være 20 år. Ved 3% kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont bliver nutidsværdien af drifts- og kapitalomkostningerne ved rensning godt 6 mio. kr.

6.2.13 Værdi af græsning

I projektområdet vil 1550 ha (1350 ha offentligt ejet og 200 ha privatejet) blive benyttet til græsning. Jordrenten ved græsning er beregnet ud fra aktuelle indtægter og omkostninger ved lignende drift på Tipperne og Skallingen, hvor malkekvægproducenter betaler for at have kvier på græs om sommeren (Jensen 2001). På dette grundlag viser beregningerne, at det skulle være muligt at opnå en jordrente på omkring 250 kr. pr. ha for græsningsarealerne i projektområdet. Opgjort i nutidsværdi (ved 3% diskonteringsrate over en uendelig tidshorisont) svarer det til omkring 8 mio. kr. Denne indtægt er fratrukket posten (mistet) jordrente i oversigten over cost-benefit analysens resultatet i tabel 6.4 nedenfor.

6.2.14 Værdi af bedre arrondering

I forbindelse erhvervelse af arealer inden for projektområdet har staten opkøbt ca. 400 ha uden for projektområdet. Disse jorde er så vidt muligt indgået i bytte for afstået jord i projektområdet. Jordfordelingen har resulteret i en mere hensigtsmæssig arrondering for de involverede landbrug - og dermed årlige besparelser i transportomkostningerne. Ejerne af i alt ca. 1.000 ha. har i gennemsnit reduceret afstanden til deres marker med 3 km. Baseret på COWIs beregninger er den årlige transportomkostningsbesparelse opgjort til 860.000 kr. Nutidsværdien bliver ca. 30 mio. kr. ved 3 % kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont.

6.2.15 Afkast af tagrørsproduktion

I projektforslaget for Skjern Å er det forudsat, at der opstår 3-400 ha. rørskov i projektområdet. Heraf vurderes ca. 250 ha. at kunne høstes årligt fra år 2005. Denne potentielle tagrørsproduktion tillægger COWI en samfundsmæssig værdi svarende til 1.400 kr./ha årligt, i alt 350.000 kr. for projektområdet (i år 2000 priser og forhøjet med nettoafgiftsfaktoren). Tagrørsproduktionen bidrager til de samlede benefits med en nutidsværdi på 11,8 mio. kr. ved en uendelighedsbetragtning og med 3% diskontering.

6.2.16 Reduceret oversvømmelsesrisiko

Gensnoningen af Skjern Å vurderes at reducere risikoen for oversvømmelser uden for projektområdet. Ca. 30 huse påvirkes (positivt) af dette. Baseret på estimater for reduceret oversvømmelsesrisiko og oplysninger fra Statens Stormflodsråd om kompensationsudgifter har COWI beregnet den årlige benefit til omkring 30.000 kr. Det giver en nutidsværdi på godt 1 mio. kr. ved 3% diskonteringsrate over en uendelig tidshorisont.

6.2.17 Grundvandsbeskyttelse

Ringkøbing amtsråd har gennemført en udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser, områder med drikkevandsinteresser og områder med begrænsede drikkevandsinteresser (Ringkøbing amt, 2001). Ifølge denne opgørelse repræsenterer projektområdet ingen væsentlige drikkevandsinteresser. Værdien af grundvandsbeskyttelse som følge af projektet sættes derfor til nul.

6.2.18 Klimaeffekter

Den øgede vandstand i projektområdet forventes at få betydning for udledningen af en række drivhusgasser. Udslippet af CO_2 (kuldioxid) og N_2O (lattergas) reduceres, mens CH_4 (metan) øges.

COWI anslår, at det drejer sig om en årlig CO_2 reduktion på ca. 15.000 tons. Endvidere vurderes det, at effekten/værdien af den reducerede lattergas opvejes af den øgede metanudledning.

Reduceret udledning af drivhusgasser er en *global* miljøbenefit. Kun hvis reduktionen kan indregnes i Danmarks internationale forpligtelser til nedsættelse af landets drivhusgasemissioner, kan projektets CO_2-effekt betragtes som en *national* samfundsmæssig benefit. Under de gældende regler anses det ikke for muligt at medtage CO_2-reduktioner af denne art. Da Skjern Å projektet således ikke bidrager til opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelser, medtages CO_2-effekten ikke i nærværende

6.2.19 Værdisætning af omkostninger

De samlede anlægsomkostninger er opgjort til godt 140 mill. i år 2000 priser, mens drift og vedligeholdelse er beregnet til en nutidsværdi på omkring 15 mio. kr., jfr. CBA-oversigten i tabel 6.4 nedenfor. Dertil kommer alternativomkostninger i form af tabt jordrente ved opgivelse af intensiv dyrkning af landbrugsarealerne i projektområdet.

6.2.20 *Jordrenteberegning for Skjernåprojektet*

Ud fra en velfærdsøkonomisk betragtning bør de samfundsmæssige omkostninger ved ophør med (intensiv) landbrugsdrift i projektområdet opgøres som tab af jordrente. De faktisk afholdte udgifter til erhvervelse jord er således kun interessante i en budgetøkonomisk opgørelse. Nærværende opgørelse bygger på jordrenteberegninger foretaget af Schou et. al (2001). Her er der tale om gennemsnitlige jordrenter for den enkelte region opgjort på grundlag af SJFIs Driftsgrenstatistik og Budgetkalkuler fra Landbrugets Rådgivningscenter. I de aktuelle beregninger antages det, at jordrenten på de Østlige Øer svarer til den gennemsnitlige jordrente for humus og klægjorden i projektområdet. Jordrenten på de sandede jorde antages at være på niveau med jordrenten i Syd og Vestjylland. For klægsand antages jordrenten at være middelværdien af de to foregående.

Marginalisering som følge af sætning: Normalt betragtes landbrugsjord som en evigtvarende produktionsfaktor. For visse jordbundstyper på afvandede arealer er dette dog ikke en realistisk antagelse. Det gælder specielt tørvejorde og i et vist omfang klægjorde, der sætter sig som følge af afvanding og mekanisk bearbejdning. I takt med at jorden sætter sig, reduceres afstanden mellem terræn og grundvand. Når afstanden mellem overflade og grundvandsspejl er kommet under et vist niveau, medfører fortsat sætning, at dyrkningssikkerheden reduceres. Den kritiske afstand mellem grundvand og overflade anses for at være 30 cm for klægjord, 60 cm for humus, 50 cm sand og 40 cm for sandklæg (*Thomsen 2001*). Denne kritiske vandstand er allerede indtruffet på visse arealer i projektområdet. Ved fortsat dyrkning ville stadig større dele af området blive marginaliseret. For disse arealer har Skjernå-genopretningsprojektet således (blot) fremskyndet en naturlig marginaliseringsudvikling.

I forbindelse med nærværende analyse er området blevet inddelt efter de fire jordbundstyper og den forventede marginaliseringshastighed. For hver jordbundstype er der bestemt en jordrente ved dyrkning, som igen danner grundlag for beregning af en nutidsværdi pr. ha for den restperiode, hvor jorden ifølge marginaliseringsantagelserne kunne dyrkes. Når jord marginaliseres, antager man normalt, at dens jordrenteværdi er nul; men det er ikke nødvendigvis tilfældet under de nuværende regler for EU's arealtilskud (hektarstøtten), der indeholder en braklægningsforpligtelse. Den rationelle jordbruger vil formentlig placere sin (pligt)brak i de områder, der er under marginalisering. Arealtilskuddet kan betragtes som en jordrente, så længe den helt eller delvist marginaliserede jord

kan indgå i hektarstøtteordningen. Værdien af den marginaliserede jord i projektområdet beregnes derfor som jordrenten af det areal (under plov), der alternativt skulle braklægges. Jorden omkring projektområdet antages at være repræsentativ for Syd- og Vestjylland. Værdien af marginaliseret jord inden for projektområdet opgøres følgelig ud fra den gennemsnitlige jordrente i Syd- og Vestjylland.

Alternativomkostningerne ved inddragelse af landbrugsjord i projektområdet beregnes herefter som den diskonterede jordrente i restdyrkningsperioden plus evighedsværdien af afkastet som brakjord. Ved 3% diskonteringsrate over en uendelig tidshorisont bliver nutidsværdien af det samlede jordrentetab godt 100 mio. kr.

Der er naturligvis ingen garanti for, at de nuværende arealstøtteordninger vil fortsætte til evig tid. Derfor er der foretaget en følsomhedsberegning i cost-benefit analysen, hvor analyseperioden er afkortet til 20 år. Det reduceres nutidsværdien af jordrentetabet til godt 45 mio. kr. ved 3% diskonteringsrate.

6.2.21 *Sammenfatning af cost-benefit analysens resultater*

Som det fremgår af nedenstående tabel 6.4 er der anlagt forskellige forudsætninger mht. til diskonteringsrate (3%, 5% og 7%) og tidshorisont (20 år og uendelig). Ikke overraskende er resultatet meget følsomt over for valg af såvel diskonteringsrate som tidshorisont - lav diskonteringsrate og uendelig tidshorisont forbedrer hver især resultatet.

Tabel 6.4 Cost-benefit analyse af Skjernåprojektet

	Nutidsværdier					
Tidshorisont	20 år, mio. kr.			Uendelig, mio. kr.		
Kalkulationsrente	3%	5%	7%	3%	5%	7%
Projektudgifter	143,7	143,0	142,2	143,7	143,0	142,2
Offentlig drift og vedligeholdelse	12,9	13,3	14,0	17,0	14,9	14,7
Jordrentetab	44,8	36,4	32,3	101,4	63,0	46,1
Nedlæggelse af dambrug	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Omkostninger i alt	**203,6**	**194,9**	**190,7**	**264,3**	**223,1**	**205,2**
Udledningsophør, dambrug	2,8	2,5	2,4	6,1	3,9	3,0
Sparede pumpeudgifter	6,0	5,1	4,5	12,1	7,4	5,4
Bedre arrondering	15,9	14,2	13,0	29,7	19,4	15,2
Tagrørsproduktion	4,6	3,6	2,9	10,1	5,0	3,0
Reduceret oversvømmelsesrisiko	0,5	0,4	0,4	1,1	0,7	0,5
Kvælstofreduktion	20,3	17,0	14,5	35,8	23,7	18,5
Fosforreduktion	20,2	16,9	14,4	43,9	25,8	18,1
Okkerreduktion	18,6	17,7	16,9	40,5	27,0	21,3
Forbedret jagt	7,0	5,9	5,0	15,3	9,0	6,3
Forbedret lystfiskeri	40,9	34,3	29,1	89,0	52,4	36,7
Rekreativ værdi	55,2	46,3	39,3	120,1	70,7	49,6
Biodiversitet, eksistensværdi	39,5	33,1	28,1	85,9	50,6	35,5
Benefits i alt	**231,5**	**197,0**	**170,5**	**489,6**	**295,6**	**213,1**
Velfærdsændring, nutidsværdi	**28**	**2**	**-20**	**225**	**73**	**8**

Ved en diskonteringsrate på 3% og uendelig tidshorisont er Skjernåprojektet en god "forretning" for samfundet - med en nutidsværdi af nettobenefits på 225 mill. kr. Øges diskonteringsraten til 7%, falder nutidsværdien af nettobenefits til nær nul, men den er stadig positiv, og projektet må derfor betegnes som samfundsmæssigt fordelagtigt også ved dette forrentningskrav.

Indskrænkes tidshorisonten til 20 år (som i COWIs beregninger), opnås der en nutidsværdi af nettobenefits på knap 30 mill. kr. ved en diskonteringsrate på 3%. Ved 5% er nutidsværdien af nettobenefits nær nul, mens projektets benefits ved 7% ikke længere i stand til dække omkostningerne. Men resultatet for den 20-årige beregningsperiode må betragtes som et meget forsigtigt skøn, da strømmen af miljømæssige benefits må forventes at fortsætte over en uendelig tidshorisont - for nogles vedkommende måske endda med stigende relativ værdi. For en *uendelig tidshorisont* er projektet særdeles fordelagtigt ved en diskonteringsrate på 3% (anbefalet af DMU v. Fl. Møller et al., 2000). Men også ved den af Finansministeriet anbefalede samfundsmæssige diskonteringsrate på 6-7% klarer projektet sig igennem. Det virker derfor rimeligt at gå ud fra, at Skjernåprojektet vil være fordelagtigt for samfundet.

6.3 Værdi af ændret træartssammensætning i jyske hedeplantager

Denne case omfatter værdisætning af øget biologiske mangfoldighed og øget rekreativ værdi som følge af ændret træartssammensætning i de statsejede nåletræplantager i Jylland, der dækker et areal på knap 50.000 ha. Værdisætningen er baseret på overførsel af benefitestimater fra en britisk undersøgelser af betalingsviljen for øget biodiversitet i granplantager (gennemgået i afs. 5.2.1), samt en dansk undersøgelse af betalingsviljen for ændret træartssammensætning i danske skove (gennemgået i afs. 5.2.2). Den britiske undersøgelse (af Garrod & Willis, 1996) benyttes som grundlag for opgørelse af eksistensværdien af øget biodiversitet, mens den danske undersøgelse (af Aakerlund, 1998) primært omfatter den rekreative værdi af ændret træartssammensætning. De to undersøgelser er således ikke direkte sammenlignelige, men resultaterne kan supplere hinanden i vurderingen af, hvilken værdi en ændret træartssammensætning kan forventes at få.

6.3.1 Opgørelse af eksistensværdi

Som grundlag for eksistensværdiberegningerne benyttes det af Garrod & Willis (1996) opstillede *scenarium A* for sitkagranplantager i Storbritannien (se afs. 5.2.1). Her forudsættes det, at der på 1% af et plantageareal på 300.000 ha sker følgende ændring af driftsform og træartssammensætning – dvs. for i alt 3.000 ha:

- ?? 10% af de 3.000 ha efterlades ubeplantet efter hugst til naturlig regenerering
- ?? 5% af de 3.000 ha genplantes med hjemmehørende løvtræarter
- ?? På 1% af de 3.000 ha overlades bevoksningerne til naturligt forfald.

Betalingsviljen i den britiske undersøgelse er opgjort for 23 mio. husstande. De statsejede hededistrikter i Jylland dækker et område på 48.800 ha (www.SNS.dk). Da der er tale om eksistensværdi, som ikke afhænger af brug, antages det, hele den danske befolkning han har betalingsvilje for ændringen. Dvs. 2,4 mio. husstande. Ved overførsel af benefitestimater fra den britiske undersøgelse til de jyske hedeplantager korrigeres der for skalaforskelle mht. såvel befolkningsstørrelse som arealstørrelse, jfr. tabel 6.5.

Tabel 6.5 Eksistensværdi af biodiversitetsforøgelse ved ændret træartssammensætning

	Garrod & Willis undersøgelse (UK)	Overført til hedeplantager i Jylland
Samlet areal Omlægningsareal (1%)	300.000 ha 3.000 ha	48.800 ha 488 ha
Antal husstande Betalingsvilje/ha/år Betalingsvilje/husstand/år Samlet e*ksistensværdi* per år	23,1 mio. £ 21 £ 0,27 £ 6 mio.	2,4 mio. 27 kr. 0,55 kr. **1,3 mio. kr.**
Kapitalværdi: Pr. ha. (3%) Pr. ha. (5%) Pr. ha. (7%) **Hele arealet (3%)**		 900 kr. 540 kr. 386 kr. **44 mio. kr.**

Som det fremgår af tabellen, resulterer benefitestimat-overførslen i et eksistensværdiskøn svarende til 27 kr./ha/år – eller 1,3 mio. kr. på årsbasis for hele arealet på 48.800 ha. Ved 3% kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont bliver nutidsværdien af biodiversitetsforøgelsens eksistensværdi 900 kr. pr. ha i snit for det samlede beregningsområde på 48.800 ha. Da der i scenariet kun forudsættes et omlægningsareal på knap 500 ha (fordelt over projektområdet), så bliver kapitalværdien af benefits omkring 90.000 kr. pr. ha for det areal, hvor der faktisk sker en ændring i træartssammensætningen – stadig ved 3% kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont. Ved 5% kalkulationsrentefod falder kapitalværdien til 54.000 kr./ha. Under alle omstændigheder virker skønnet urealistisk højt, og den foretagne benefit-overførsel skal givetvis tages med betydelige forbehold. Et anvendeligt estimat over eksistensværdien ved at øge biodiversiteten i danske nåletræsplantager forudsætter formentlig en direkte værdisætningsundersøgelse for et scenarium, hvor de biologiske effekter er opgjort for danske forhold.

6.3.2 Opgørelse af brugsværdi

Aakerlunds undersøgelse opgør betalingsviljen for ændret træartssammensætning i danske skove (Aakerlund, 1998). I det følgende benyttes scenarium nr. 1 hos Aakerlund, hvor andelen af bøg og eg i de næste 40 års foryngelseskulturer forudsættes øget med 5 procentpoint for begge arter på bekostning af rødgran. Under antagelse om, at 1,5% plantagearealet forynges pr. år, vil knap 30.000 ha blive forynget i den betragtede periode – svarende til at hen ved 3.000 ha vil blive tilplantet med løvtræ.

Overførsel af betalingsviljeestimat er baseret på Aakerlunds undersøgelse af betalingsviljen for ændret træartssammensætning for hele det jyske skovareal. Det antages, at betalingsviljen primært er begrundet i rekreative brugsværdier. Som konsekvens heraf forudsættes det, at den registrerede betalingsvilje for ændret træartssammensætning i de jyske skove er begrænset til de 1 mio. husstande i Jylland. Ved overførsel af betalingsviljeestimat til hedeplantagerne skal der tages hensyn til, at hedeplantager har en langt lavere besøgsintensitet end skovarealet i gennemsnit. Ifølge Koch (1980) er den gennemsnitlige besøgsintensitet i samtlige jyske skove 125 besøg/ha/år, mens den gennemsnitlig besøgsintensitet i plantagelignende skove ligger på 25 besøg/ha/år. I overensstemmelse hermed er Aakerlunds betalingsviljeestimatet for jyske skove reduceret med 80% ved overførsel til hedeplantagerne.

Tabel 6.6 Brugsværdiforøgelse ved ændret træartssammensætning

	Aakerlund undersøgelse Jyllands skovareal	Statsejede hedeplantager i Jylland
Samlet areal	286.000 ha	48.800 ha
Areal konverteret til løvtræ	-	2.900 ha
Antal husstande	1,05 mio.	1,05 mio.
Betalingsvilje/ha/år	211 kr.	42 kr.
Betalingsvilje/husstand/år	57,5 kr.	2 kr.
Samlet rekreativ værdiforøg. pr. år	60 mio. kr.	**2 mio. kr.**
Kapitalværdi:		
Pr. ha. (3%)		1.410 kr.
Pr. ha. (5%)		846 kr.
Pr. ha. (7%)		604 kr.
Hele arealet (3%)		**69 mio. kr.**

Ved betalingsviljeestimat-overførslen i tabel 6.6 opnås et skøn over brugsværdiforøgelsen som følge af ændret træartssammensætning på 42 kr./ha/år – eller 2 mio. kr. på årsbasis for hele plantagearealet. Ved 3% kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont bliver nutidsværdien af brugsværdiforøgelsen knap 1.400 kr. pr. ha i snit for det samlede beregningsområde på 48.800 ha – i alt omkring 70 mio. kr. for det samlede areal. Scenariet forudsætter som nævnt, at knap 3.000 ha (fordelt over projektområdet) tilplantes med løvtræ. Dvs. at kapitalværdien af benefits udgør knap 24.000 kr. pr. ha skal tilplantes med løvtræ .Eller med andre ord – der er ca. 24.000 kr. pr. ha til at dække driftstabet ved at gå fra nåletræ til løvtræ på den stipulerede del af arealet, hvis brugsværdien alene skal dække omkostningerne.

Størrelsen af de nævnte beløb virker vel ikke umiddelbart urealistiske, men igen er det vanskeligt at afgøre, om en benefit-overførsel som den foretagne ligger tæt på de værdier, man ville opnå ved direkte værdisætningsundersøgelser af det forudsatte scenarium. De to eksempler ovenfor kan formentlig betragtes som indikationer på, at øget biodiversitet og forbedrede æstetiske kvaliteter i hedeplantagerne vil være give såvel eksistensværdi- som brugsværdiforøgelser af en ikke ubetydelig størrelsesorden. Men pålidelige skøn over, om disse benefits kan dække omkostningerne ved ændret drift, vil kræve direkte værdisætningsundersøgelser – kombineret med omkostningsopgørelser.

6.4 Analyser af danske naturprojekter -sammenfatning

Økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse af naturprojekter har til formål at levere informationer, der giver mulighed for at vurdere af den økonomiske effektivitet af alternative muligheder i naturpolitikken. Nærværende udrednings empiriske eksempler har fokuseret på den danske naturgenopretningspolitik Med *ex post* cost-benefit analyserne af hhv. Drastrup- og Skjernåprojektet er der gennemført velfærdsøkonomiske test af disse to tiltags samfundsmæssige fordelagtighed. Begge projekter klarer den grundlæggende velfærdsøkonomiske effektivitetstest: nutidsværdien af de samfundsmæssige benefits = nutidsværdien af de samfundsmæssige omkostninger. At de undersøgte naturgenopretningsprojekter har givet gode velfærdsøkonomiske resultater beviser naturligvis ikke, at den danske naturgenopretningspolitik generelt har været velfærdsøkonomisk fordelagtig. Det er dog bemærkelsesværdigt, at selv et forholdsvist dyrt projekt som naturgenopretningen af Skjernådalen, klarer cost-benefit testen. Med de langt mindre omfattende anlægsarbejder minder Drastrup-projektet formentlig mere om det ”typiske” naturbevarelsesprojekt. Her er viser cost-benefit analysen særdeles fordelagtige velfærdsøkonomiske resultater.

På den baggrund virker det sandsynligt, at de fleste danske naturprojekter, der hidtil er blevet gennemført, har været velfærdsøkonomisk fordelagtige ud fra cost-benefit analysens effektivitetskriterium (benefits = omkostninger). Det garanterer imidlertid ikke, at de *begrænsede midler*, der har været til rådighed for naturgenopretning, er blevet anvendt bedst muligt – dvs. på de projekter der ville give det største samfundsmæssige afkast pr. investeret krone. Vil man sikre sig, at denne efficiensbetingelse er opfyldt, må der *forud* for de politiske eller administrative beslutninger gennemføres værdisætningsundersøgelser og cost-benefit analyser af de relevante projektalternativer.

7 SAMMENFATNING OG KONKLUSION

Kritikken af økonomisk værdisætning er i dag stort set synonym med kritik af den betingede værdisætningsmetode, specielt den her målte betalingsviljes hypotetiske karakter. Som det fremgår af nærværende udredning, findes der imidlertid en række ikke-hypotetiske metoder som rejseomkostnings- og husprismetoderne, der baserer værdiestimaterne på observeret markedsadfærd. Som det fremgår af case-studierne for hhv. Drastrup- og Skjernåprojektet kan betydelige miljøydelser værdier værdisættes gennem markedsbaserede metoder som husprismetoden eller forskellige former for omkostningsbaserede prissætningsmetoder. Denne form for økonomiske værdisætning er ikke blevet mødt med kritik i nær samme grad som den betingede værdisætningsmetode. Vi mener, at der er behov for at skelne klarere mellem de forskellige værdisætningsmetoder i debatten om deres politiske relevans.

De markedsbaserede metoder kan dog alene anvendes til værdisætning af brugsværdier. I mange tilfælde er brugsværdierne en væsentlig del af de samlede værdiskabelse ved gennemførelse af et miljøprojekt, men for bl.a. biodiversitet spiller ikke-brugsværdier (som ren eksistensværdi og testamentariske værdier) en ikke-uvæsentlig rolle. Her er det kun hypotetisk betalingsvilje, der kan registreres – ved anvendelse af den betingede værdisætningsmetoder og lignende metoder baseret på hypotetisk adfærd. Empiriske undersøgelser viser, at de værdiestimater, man opnår ved anvendelse af den betingede værdisætningsmetode, kan være forbundet med betydelig usikkerhed. På den anden side er der ingen oplagte alternativer til de hypotetiske metoder, hvis man ønsker et kvantificeret skøn over den økonomiske værdi af sådanne goder. Spørgsmålet er så, om man i den politiske beslutningsproces er bedre stillet med de økonomiske værdisætningsestimater, man kan få, end man ville være uden kvantificerede værdiestimater. De stærkeste kritikere af hypotetiske værdisætningsmetoder mener klart nej. Andre – fremtrædende økonomer – har et mere nuanceret syn på sagen. Som det fremgår af NOAA-panelets vurdering, mener denne gruppe økonomer, at betinget værdisætning (af eksistensværdier m.v.) kan giver anvendelige resultater, men metoden bør anvendes med omhu og resultaterne tolkes med forsigtighed.

På trods af den videnskabelige kontrovers om berettigelsen af økonomisk værdisætning er interessen for området stærkt stigende. Forskningsverdenens interesse fremgår af en betydelig vækst i antallet af publicerede videnskabelige arbejder (Sterner & van den Bergh, 1998). Også blandt politiske og administrative beslutningstagere er interessen for værdisætning voksende. USA er førende på området, men også i europæiske lande som UK, Holland, Norge og Sverige arbejdes der i betydeligt omfang med økonomisk værdisætning. I USA og UK indgår forskellige værdisætningsmetoder blandt de analyseværktøjer, der foreskrives/anbefales af miljømyndighederne (se U.S. EPA, 2000; U.K. Treasury, 2000).

I Danmark har forskningen inden for økonomisk værdisætning hidtil været af ret begrænset omfang, og egentlig anvendelse af værdisætningsmetoder i den politiske og administrative beslutningsproces er der (endnu) ikke tale om. Der er dog klare tendenser til, at der fremover vil blive stillet større krav til økonomiske efficiensanalyser inden for bl.a. miljøpolitikken. Det fremgår ikke mindst af udmeldingerne i Finansministeriets redegørelse for *Miljøpolitikkens økonomiske omkostninger og fordele*. Her konstateres det, at miljøforbedringerne ved en indsats ofte har været så store og åbenbare, at der ikke har været behov for en nærmere opgørelse af omkostninger og fordele. Redegørelsen fortsætter imidlertid: ”Men det er ikke givet, at analyse af omkostninger og fordele ved miljøpolitiske initiativer kan undlades i dag eller fremover.” Og redegørelsen anbefaler, at: ”… der aktivt

arbejdes videre med at forbedre mulighederne, såvel for at belyse de fysiske konsekvenser af den førte miljøpolitik, som for fastlæggelse af priser, der kan føre til en belysning af den økonomiske værdi af de fysiske konsekvenser/resultater." (Finansministeriet, 2001).

Økonomisk værdisætning af miljøgoder møder ofte modstand fra miljøorganisationer og i offentligheden. En del af forklaringen skal formentlig findes i divergerende etisk-politiske opfattelser af, hvad der kan betragtes som økonomiske goder, og hvad der hører hjemme i andre værdikategorier. Hvad, der overordnet skal ofres på at frembringe/bevare miljøgoder, bestemmes naturligvis politisk. Formålet med økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse er ikke at erstatte den politiske proces med modelberegninger, men at levere information til de politiske og administrative beslutningstagere. Fortalere for samfundsøkonomiske beregningsmodeller (det vil først og fremmest sige økonomer) erkender, at økonomiske metoder og modeller ikke kan inkorporerer alle aspekter af virkeligheden. Men anvendelse af modeller i beslutningsprocessen betyder, at de afvejninger, der ligger til grund for de trufne beslutninger, ikke er en *black box*, som kun de involverede beslutningstagere kender indholdet af. Indførelse af værdisætningsundersøgelser og cost-benefit analyser i miljøpolitikken vil betyde, at beslutningsgrundlaget vil blive klarere og de nødvendige afvejninger vil fremstå eksplicit.

LITTERATURHENVISNINGER

Arrow, K.J., Cline, W.R., Mäler, K.-G., Munasinghe, M., Squitieri, R., Stiglitz, J.E. (1996): Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency, in Bruce, J.P., Lee, H. & Haites, E.F. (Eds.): Climate Change 1995. Economic and Social Dimensions of Climate Change, IPC, Cambridge University Press.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R. & Schuman, H. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, U.S. Federal Register, Vol. 58, No. 10. 4602-4614.

Aakerlund, N. F. (1998): Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika. Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole. Institut for Økonomi, Skov og Landskab. København.

Balistreri, E., McClelland, G., Poe, G. & Schulze, W. (2001): Can Hypothetical Questions Reveal True Values? A Laboratory Comparison of Dichotomous Choice and Open-Ended Contingent Values with Auction Values, Environmental & Resource Economics, vol. 18 (3): 275-292.

Bateman, I. (1996): Households Willingness to Pay and Farmers' Willingness to Accept Compensation for Establishing a Recreational Woodland, Journal of Environmental Planning and Management, 39 (1): 21-43.

Bergh, J. C. J. M. van den, Button, K. J., Nijkamp, P & Pepping, G. C. (1997): Meta-Analysis in Environmental Economics, Kluwer Academic Publishers.

Bjørner, T.B., Russell, C.S., Dubgaard, A., Damgaard, C. & Andersen, L.M. (2000): Public and Private Preferences for Environmental Quality in Denmark, SØM publication no. 39, AKF Forlaget.

Blaug, M. (1985): Economic Theory in Retrospect (4th ed.), Cambridge University Press.

Bogetoft, P. & Pruzan, P. (1997): Planning with Multiple Criteria, Handelshøjskolens Forlag, København.

Boserup, M. (1968): Deres egne ord I. Fra Platon til Stuart Mill, Memorandum nr. 21, Københavns Universitets Økonomiske Institut.

Boulding, K.E. (1966): The Economics of the Coming Spaceship Earth, in Jarrett, H. (Ed.): Environmental Quality in a Growing Economy, Resources for the Future/John Hopkins University Press.

Brouwer, R. & Slangen, L. H. G. (1998): Contingent valuation of the public benefits of agricultural wildlife management: The case of Dutch peat meadow land, European Review of Agricultural Economics, Vol. 25: 53-72.

Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I. J. & Turner, R. K. (1999): A Meta-Analysis of Wetland Contingent Valuation Studies, *Regional Environmental Change* **1**:47–57.

Buchanan, J.M., Tollison, R.D. & Tullock, G. (Eds.) (1980): Toward a Theory of the Rent-Seeking Society, A&M Press, Texas.

Carson, R.T., Flores, N.E. & Meade, N.F. (2001): Contingent Valuation: Controversies and Evidence, Environmental and Resource Economics, 19:173-210.

Chichilnisky, G. (1997): What Is Sustainable Development?, Land Economics, 73(4): 467-491.

Christensen, J.B. (1984): Recreation Economics: Some Results from a Danish Study. In Saastamoinen, O. et al. (Eds.). Multiple Use Forestry in the Scandinavian Countries Proceedings of the Scandinavian Symposium Held in Rovaniemi, Finland 13-17 September 1982, Helsinki, Finland.

Churchill G.A. (Jr.) (1991): Marketing Research. Methodological Foundations, 5th ed., The Dryden Press.

Costanza, R. (1991): Assuring Sustainability of Ecological Economic Systems, i Costanza, R. (Ed.): Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability, Columbia University Press.

Costanza, R., Daly, H.E. & Bartholomew, J.A (1991): Goals, Agenda and Policy Recommendations for Ecological Economics, i Costanza, R. (Ed.): Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability, Columbia University Press

Daly, H. (1990): Toward some operational principles of sustainable development, Ecological Economics, 2:1-7.

Daly, H. E. (1991): Towards an Environmental Macroeconomics. Land Economics, 67:255-59.

Desvousges, W. H., Naughton, M. C & Parsons, G. R. (1992): Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies, Water Resources Research, Vol. 28(3): 675-683.

Desvousges, W. H., Johnson, F. R. & Banzhaf, H. S. (1998): Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and applications of the transfer method, Biddles Ltd, Great Britain.

Det Økonomisk Råd (1998): Dansk Økonomi. Efteråret 1998. København.

Diamond, P.A. & Hausman, J.A. (1994): Is Some Number Better than No Number?, Journal of Economic Perspectives, Vol. 8 (4): 45-64.

Dillman, D. A. (1978): Mail and Telephone Surveys: The Total Design Method. New York.

Dubgaard, A. (1994): Valuing Recreation Benefits from the Mols Bjerge Area, Denmark, in Dubgaard, A., Bateman, I. & Merlo, M. (Eds.): Economic Valuation of Benefits from Countryside Stewardship, Wissenschaftsverlag VAUK, Kiel, Germany.

Dubgaard, A. (1998): Economic Valuation of Recreational Benefits from Danish Forests, in S. Dabbert et al. (Eds.): The Economics of Landscape and Wildlife Conservation, CAB International, Wallingford, UK.

Dubgaard, A., Sandøe P., Gamborg, C. & Larsen, A. (1999): Bæredygtighed - økonomi, etik og energi, Nationaløkonomisk Tidsskrift 137: 256-283.

Dubgaard, A. & Østergaard, V. (1999): Økonomiske besparelser inden for drikkevandsforsyningen ved ophør med pesticidanvendelse, Konsulentrapport udarbejdet til Pesticidudvalgets (Bichel-udvalgets) Underudvalg om Produktion, Økonomi og Beskæftigelse, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Dubgaard, A. & Mortensen, L.O. (2000): Jordrentetab ved bortfald af pesticider og reduceret kvælstofanvendelse, Konsulentrapport til Kompensationsgruppen under vandværksforeningernes og landboorganisationernes Kontaktudvalg vedr. dyrkningsaftaler i indsatsområder, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Dubgaard, A., Kallesøe M., Petersen, M., Ladenburg, J. (2001): Cost-benefit analyse af Skjernåprojektet, Den kgl. Veterinær og Landbohøjskole. Institut for økonomi, skov og landskab.

Finansministeriet (1999): Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. http://www.fm.dk/udgivelser/publikationer/vejlsamf99/index.htm

Finansministeriet (2001): Miljøpolitikkens økonomiske fordele og omkostninger. http://www.fm.dk/udgivelser/publikationer/miljoepol2001/forside.htm

Freeman, A.M . (1993): The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods, Resources for the Future, Washington D.C.

FSL (1999): Drastrup-projektet. Skovrejsning og vedvarende græs. Bæredygtig arealanvendelse i grundvandsområder. Red. P. Gundersen. Aalborg kommune og Forskningscenteret for Skov og Landskab(FSL).

Garrod, G. & Willis, K.G. (1997): The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study, Ecological Economics, Vol. 21: 45-61.

Garrod, G. & Willis, K.G. (1999): Economic Valuation of the Environment, Methods and Case Studies, Edward Elgar.

Georgescu-Roegen, N. (1971): The Entropy Law of the Economic Process, Harvard University Press.

Glass, G. V. (1976): Primary, secondary, and meta-analysis of research. Educational Research, Vol. 5: 3-8.

Hanemann, W.M. (1991): Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?, American Economic Review 81(3): 635-647.

Hanemann, W.M. (1995): Contingent Valuation and Economics, i K.G. Willis & J.T. Corkindale (red.): Environmental Valuation. New Perspectives, CAB International, Wallingford, UK

Hanemann, M. & Kanninen, B. (1999): The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data, i Bateman, I.J. & Willis, K.G. (eds.): Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries, Oxford University Press.

Hansen, T. Bille (1996): Danskernes værdisætning af Det Kgl. Teater, AKF rapport, AKF Forlaget, København.

Hartwick, J.M. & Olewiler, N.D. (1998): The Economics of Natural Resource Use, Addison-Wesley.

Hasler, B., Damgaard, C.K., Erichsen, E.H., Kristoffersen H. & Jordal-Jørgensen, J. (2001): Rekreative værdier fra skov, sø og naturgenopretning, AKF Forlaget. (Under udgivelse).

Hausman, J.A. (Ed.) (1993): Contingent Valuation. A Critical Assessment, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.

Hausman, D.M. & McPherson, M.S. (1996): Economic analysis and moral philosophy, Cambridge University Press, U.K.

Hjort-Andersen, C. (1978): Road Noise and Property Values - Some Evidence from the Copenhagen Area. Scandinavian Journal of Economics. Vol. 80. No. 4.

Hoehn, J.P. & Randall, A. (1987): A Satisfactory Benefit Cost Indicator from Contingent Valuation, Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 14 (3):226-247.

Holling, C., Schindler. D, Walker, D. & Roughgarden, J. (1994): Biodiversity in the functioning of ecosystem, in C. Perrings; C. Folke; C. Holling; B. Jansen & K.-G. Mäler, Biological Diversity: Economic and Ecological issues, Cambridge University Press, pp. 44-83.

Janssen, R. & Munda, G. (1999): Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems, i J.C.J.M. van den Bergh (Ed.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Edward Elgar.

Johansson, P.-O. (1993): Cost-benefit analysis of environmental change, Cambridge University Press.

Kahneman, D. & J.L. Knetsch (1992): Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction, Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 14 (3): 26-247.

Kahneman, D. & A. Tversky (1979): Prospect Theory: An Analysis of Decision Under Risk, *Econometrica* 47: 263-91.

Kahneman, D., Ritov, I. & Schkade, D. (1999): Economic Preferences or Attitude Expressions?: An Analysis of Dollar Responses to Public Issues, Journal of Risk and Uncertainty, Vol.19(1-3): 203-235.

Kidholm, K. (1995): Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, Udgivet i serien: Afhandlinger fra det samfundsvidenskabelige fakultet på Odense Universitet.

Koch, N. E. (1980): Skovens friluftsfunktion i Danmark, del II anvendelsen af skoven regionalt betragtet, Det Forstlige Forsøgsvæsen, København.

Kruttila, J. V. (1967): Conservation Reconsidered, American Economic Review vol. 57, no. 4, pp 777-786.

Kåberger, T. & Månsson, B. (2001): Entropy and economic processes – physics perspectives, Ecological Economics, 36: 165-179.

Laffont, J.- J. & Tirole, J. (1993): A Theory of Incentives in Procurement and Regulation, MIT Press, Cambridge, MA.

Lomborg, B. & V. Larsen (1999): Godhedens Pris: Politik uden kritik. http://www.ps.an.dk/vip/Lomborg/FP/svar.htm.

McFadden, D. (1999): Rationality for Economists?, Journal of Risk and Uncertainty, Vol. 19(1-3): 73-105.

Milgrom, P. (1993): Is Sympathy an Economic Value? Philosophy, Economics, and the Contingent Valuation Method, in Hausman, J.A. (Ed.): Contingent Valuation: A Critical Assessment, North Holland.

Mitchell, R. C. & Carson, R. T. (1989): Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method, Resources for the Future, Washington D.C.

Moran, D. & Pearce, D. (2000): Handbook on the Applied Valuation of Biological Diversity. Prepared for environment Directorate of OECD, Paris.

Mourato, S. & V. Foster (1997): Behavioural Consistency, Statistical Specification and the Validity in the Contingent Ranking Method: Evidence from a Survey on the Impacts of Pesticide Use in the UK, CSERGE Working Paper GEC 97-09, University of East Anglia, Norwich.

Møller, F. (1996): Værdisætning af miljøgoder. Jurist- og Økonomforbundets forlag.

Møller, F. et al. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen, København.

Nordhaus, W.D. (1994): Managing the Global Commons, The Economics of Climate Change, Cambridge, MA.

OECD (1997): OECD Environmental Performance Reviews. A Practical Introduction, OECD Working Papers, Vol. V, No. 17, Paris.

Park og Natur, Ålborg Kommune(2001): Personlig meddelelse, Gitte Ramhøj.

Payne, J.W., Bettman, J.R. & Schkade, D.A.(1999): Measuring Constructed Preferences: Towards a Building Code, Journal of Risk and Uncertainty, Vol. 19(1-3): 243-270.

Pease, W.S., Liebman, J., Landy, D. & Albright, D. (1996): Pesticide Use in California: Strategies for Reducing Environmental Health Impacts, Environmental Health Policy Programme Report, School of Public Health, University of California, Berkeley.

Perrings, C. (1995): Biodiversity as insurance, in T. Swanson (ed.), The Economics and Ecology of Biodiversity Decline, Cambridge, Cambridge University Press, pp 69-78.

Poe, G.L., Boyle, K.J. & Bergstrom, J.C. (2000): A Meta Analysis of Contingent Values for Groundwater Contamination in the United States, Paper presented at The Tenth Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Univ. of Crete, http://www.soc.uoc.gr/eaere2000/e2k/prog/s6.htm

Ramsey, F.P. (1928): A mathematical theory of savings, Economic Journal, Vol. 38:543-559.

Randall, A. (1996): Calibration of CV Responses: Discussion, in Bjornstad, D.J. & Kahn, J.R. (Eds.): The Contingent Valuation of Environmental Resources, Edward Elgar.

Rosenberger, R.S. & Loomis, J.B. (2000): Water Policy, Economics, and System Analysis - Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database, Water Resources Research, Vol.36 (4):1097-1108.

Russell, C., Dale, V., Lee, J., Jensen, M. H., Kane, M. & Gregory, R. (2001): Experimenting with multi-attribute utility survey methods in a multi-dimensional valuation problem, Ecological Economics, Vol. 36: 87-108.

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

Scarre, G. (1996): Utilitarianism, Routledge, London.

Sen, A. (1987): On Ethics and Economics, Basil Blackwell, Oxford, UK.

Shulze, W. D., d'Arge, R. C. & Brookshire, D. S. (1981): Valuing Environmental Commodities, Some Recent Experiments. Land of Economics, Vol. 57, No. 2, pp 151-72.

Skov- og Naturstyrelsen (1990): Samfundsøkonomisk prioritering af naturforvaltningsprojekter, Skov- og Naturstyrelsen.

Smith, V.K. (1997): Pricing what is priceless: a status report on non-market valuation of environmental resources, i H. Folmer & T. Tietenberg (Eds.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1997/1998, Edward Elgar.

Smith, V.K. & Osborne, L. (1996): Do Contingent Valuation Estimates Pass a Scope Test? A Meta Analysis, Journal of Environmental Economics and Management 31, 287–301.

Spash, C. & Hanley, N. (1995): Preferences, Information and Biodiversity Preservation, Ecological Economics, 191-208.

Sterner, T. & J.C.J.M. van den Bergh (1998): Frontiers of Environmental and Resource Economics, Environmental and Resource Economics, 11(3-4): 243-260.

Strange, N. (2000): Studies in Methods for Decision Making in Multiple-Use Forestry, Ph.D. Dissertation, Department of Economics and Natural Resources, KVL.

Toivonen, A.-L., Appelblad, H., Bengtsson, B., Geertz-Hansen, P., Gudbergsson, G., Kristofersson, D., Kyrkjebø, H., Navrud, S., Roth, E., Tuunainen, P. & Weissglas, G. (2000): Economic Value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries, TemaNord 2000:604, Nordic Council of Ministers.

U.K. Treasury (2000): The Treasury Green Book, http://www.hm-treasury.gov.uk/pdf/2000/greenbook.pdf.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency), (2000): Guidelines for Preparing Economic Analysis, http://www.epa.gov/economics.

U.S. OMB (Office of Management and Budget) (2000): Guidelines to Standardize Measures of Costs and Benefits and the Format of Accounting Statements, M-00-08, March 22, 2000, http://www.whitehouse.gov/omb/memoranda/2000.html

Vandforsyningen, Ålborg Kommune(2001): Personlig meddelelse, Klaus Kolind.

Veisten, K., Hoen, H. F, Navrud, S. & Strand, J. (1993): Testing for Embedding Effect and other Potential Biases of Contingent Valuation.

Vejdirektoratet. (1998): Vejtrafik og støj - en grundbog. Rapport nr. 146.

Viscusi, W.K. (1989): Prospective Reference Theory: Toward an Explanation of the Paradoxes, Journal of Risk and Uncertainty 2, 235-264.

Weisbrod, B. A. (1964): Collective Consumption Services of Individual Consumption Goods. Quarterly Journal of Economics vol. 77, no 3, pp 71-77.

Weitzman, M. L. (1998): The Noah's Ark Problem. Econometrica, Vol. 66, No. 6. November.

Willis, K. G., Garrod, G. D. & Saunders, C. M. (1995): Benefits of Environmentally Sensitive Area Policy in England: A Contingent Valuation Assessment. Journal of Environmental Management, 44, pp. 105-25.

Willis, K. G., Garrod, G. D., Benson, J. F. & Carter, M. (1996): Benefits and Costs of the Wildlife Enhancement Scheme: A Case Study of the Pevensey Levels, Journal of Environmental Planning and Management, 39 (3): 387-401.

www.aalborgkom.dk/drastrup/: Hjemmeside med oplysninger om Drastrup-projektet.
www.SNS.dk

BILAG I

ECONOMIC VALUATION IN US LAW AND ADMINISTRATION

Late 1970's

Water Resources Council codifies the notion of non-market goods to as part of policy analysis

- Endorses use of *Travel Cost Method* and *Contingent Valuation Method*

Early 1980's

Executive Order (by President Reagan) requires evaluation of potential benefits and potential costs of any major regulatory action

- Since then, the *Environmental Protection Agency* has funded extensive research in environmental valuation methods

1980 Right to sue for environmental damages to natural resources (e.g. lakes, forests) for states and federal agencies

1986 *Dept. of Interior* sanctioned use of CVM for measuring damages

1989 DC court of appeals directed government to give equal weight to use and non-use values (Ohio v. U.S. Department of Interior)

1989 *Exxon Valdez* runs aground in Prince William Sound Alaska

1990 Congress passes Oil Pollution Act; damage recovery from oil spills provisions

1992 *NOAA-panel* holds hearings on admissibility of CVM estimates of lost non-use values

- Exxon funds sharp critique of CVM method

1993 NOAA-panel reports: A**...***CV studies... reliable enough to be the starting point of a judicial process of damage assessment*@

1994 NOAA issues regulations, which closely follow the panel=s recommendations.

DANSKE EKSEMPLER PÅ ØKONOMISK VÆRDISÆTNING

1978

Hedonisk værdisætningsundersøgelse af vejstøj via variation i huspriser, (Hjort-Andersen, 1978).

1984

Rejseomkostningsmetoden anvendt til værdisætning af adgang til friluftsliv i bl.a. Dyrehaven, (Christensen, 1984).

1994

Den betingede værdisætningsmetode anvendes til værdisætning af adgang til friluftsliv i Mols Bjerge, (Dubgaard, 1994).

1995

Den betingede værdisætningsmetode anvendt til estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, (Kidholm, 1995).

1996

Den betingede værdisætningsmetode anvendt til værdisætning af adgang til friluftsliv i samtlige danske skove, (Dubgaard, 1998).

Betingede værdisætningsmetode anvendt til estimation af betalingsviljen for Det kgl. Teater, (Bille Hansen).

1998

Contingent ranking metoden anvendes til værdisætning af danskernes præferencer for skovkarakteristika, (Aakerlund, 1998).

1999

Udredning for Bicheludvalget vedr. værdisætning af pesticideksternaliteter, herunder prissætningsberegning af grundvandsbeskyttelse, (Dubgaard og Østergaard, 1999).

2000

Offentlige kontra private præferencer for rekreative goder/naturværdier, (Bjørner m.fl., 2000).

Hedonisk værdisætning/husprismetoden anvendes til værdisætning af naturgenopretning (sø) og skovrejsning, (Hasler, Damgaard, Erichsen).

Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Vejledning (med eksempler på værdisætning baseret på benefit transfer) fra DMU, MST og SNS, (Møller m.fl., 2000.)

Betingede værdisætningsmetode og hedonisk værdisætning anvendt til værdisætning af visuelle effekter og støj fra vindmøller, (Jordal-Jørgensen).

Betalingsvilje for lystfiskeri og bevarelse af fiskebestande (Toivonen et al., 2000).

IGANGVÆRENDE DANSKE VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER

Værdisætning af landskabsæstetiske karakteristika (projektpakke under Strukturdirektoratet), Trine Bille/Emil Erichsen, AKF.

Betalingsvilje for adgang til nye byskove - Vestskoven og Løvbakkerne, (Dubgaard).

Betalingsvilje for økologiske produkter, hvor der undersøges motiver som sundhed, miljø og dyrevelfærd (projekt under FØJO 2), Mette Wier, AKF.