



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøøkonomiske beregningspriser

Forprojekt

Faglig rapport fra DMU, nr. 459

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljø- og Energiministeriet

Miljøøkonomiske beregningspriser

Forprojekt

*Faglig rapport fra DMU, nr. 459
2003*

Mikael Skou Andersen
Danmarks Miljøundersøgelser

Niels Strange
Den Kgl. Veterinære Landbohøjskole
og Forskningscenter for Skov og Landskab

Datablad

Titel:	Miljøøkonomiske beregningspriser
Undertitel:	Forprojekt
Forfattere:	Mikael Skou Andersen ¹ og Niels Strange ²
Afdelinger:	Danmarks Miljøundersøgelser ¹ , Den Kgl. Veterinære Landbohøjskole ² og Forskningscenter for Skov og Landskab ²
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 459
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	September 2003
Redaktionen afsluttet:	Juli 2003
Faglig kommentering:	Solveig Glomsrød, Jesper Jespersen, Hanne Bach.
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.
Bedes citeret:	Andersen, M.S. & Strange, N. 2003. Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Danmarks Miljøundersøgelser. 90 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 459. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Formålet med projektet har været at undersøge muligheden for at identificere miljøøkonomiske beregningspriser til brug for ministeriets samfundsøkonomiske analyser. Denne indsats ligger i forlængelse af udarbejdelsen af Miljøministeriets samfundsøkonomiske vejledning, som blev udgivet i 2000.
Emneord:	Miljøøkonomi; beregningspriser; benefit transfer.
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Korrektur:	Hanne Bach, Ann-Katrine Holme Christoffersen
ISBN:	87-7772-757-6
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	90
Internetversion:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR459.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 DK-1401 København K Tlf.: 32 66 02 00 E-mail: Frontlinien@frontlinien.dk http://www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 8

1 Indledning 10

- 1.1 Baggrund 10
- 1.2 Formål 10
- 1.3 Benefit transfer 11
- 1.4 Disposition for rapporten 13

2 Overblik og generel metode 14

- 2.1 Vidensgrundlaget for beregningspriser 14
 - 2.1.1 Afgrænsning af værdier 14
 - 2.1.2 Typer af værdier 14
 - 2.1.3 Velfærdsøkonomisk værdisætningsgrundlag 15
 - 2.1.4 Metoder til værdi- og prissætning 16
- 2.2 Multiple-pathway metoden i ExternE 19
 - 2.2.1 Generelt om ExternE 19
 - 2.2.2 Multiple pathway metoden 20
 - 2.2.3 ExternE resultater for Danmark 22
 - 2.2.4 Hvor robuste er ExternE's resultater? 23
- 2.3 Sammenfatning 25

3 Luftforurening 27

- 3.1 Hittidige beregningspriser 27
- 3.2 Vidensgrundlaget for de anvendte beregningspriser 28
 - 3.2.1 ExternE's danske delstudie 29
 - 3.2.2 COWI's studie af transportens eksternaliteter – luftforurening 31
- 3.3 Nyere beregningspriser 32
 - 3.3.1 TRIP-projektet - danske beregningspriser 32
 - 3.3.2 BeTa - EU-kommissionens reviderede beregningspriser 33
- 3.4 Opsummering: Vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer 35

4 Affald og genanvendelse 37

- 4.1 Hittidige beregningspriser 37
- 4.2 Metodiske overvejelser 37
- 4.3 Behovet for beregningspriser til brug for analyser af affald og genanvendelse 39
- 4.4 Nyere beregningspriser 40
 - 4.4.1 ExternE 40
 - 4.4.2 ECON for Statens Forurensningstilsyn 40
 - 4.4.3 Nordisk Ministerråd 41
- 4.5 Opsummering: Vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit

transfer 41

5 Vand og vandmiljøforurening 43

- 5.1 Problemkomplekset 43
- 5.2 Anvendelse af multiple-pathway metoden 43
- 5.3 Hittidigt anvendte beregningspriser 44
 - 5.3.1 EU-Kommissionen 44
 - 5.3.2 Danske undersøgelser 45
 - 5.3.3 Meta-analyse af den internationale litteratur 45
- 5.4 Opsummering: Vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer 46

6 Klima 48

- 6.1 Hittidige beregningspriser 48
- 6.2 Vidensgrundlaget for beregningspriserne 48
 - 6.2.1 ExternE 48
 - 6.2.2 Fankhauser 50
 - 6.2.3 Nordhaus 51
- 6.3 Implikationer af IPCC's tredje assessment 52
- 6.4 Opsummering: Vurdering af vidensbehov 53

7 Enhedspriser for økosystembenefits 54

- 7.1 Grundlag og formål 54
- 7.2 Beregningspriser for natur- og miljøgoder 54
 - 7.2.1 Biodiversitet 54
 - 7.2.2 Diversitet på økosystemniveau 55
 - 7.2.3 Jagt 59
 - 7.2.4 Rekreative værdier 60
 - 7.2.5 Sundhed 63
 - 7.2.6 Kulstofbinding 63
- 7.3 Case-studier 64
 - 7.3.1 Skjern Å 64
 - 7.3.2 Skovrejsning 67
- 7.4 Diskussion 68
- 7.5 Opsummering: vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer 69

8 Konklusioner og forslag til videre indsats 73

- 8.1 Er prissætning af miljøgoder en mulighed ? Hvor langt er vi ? 73
- 8.2 Konsolidering af beregningspriser. Det akutte behov for vidensoprustning 75
- 8.3 Udbygning af beregningspriser 76
- 8.4 Opsummering: behovet for kvalificerede beregningspriser 77

Referencer 79

Forord

Denne rapport er udarbejdet som led i et samarbejdsprojekt i Miljøministeriet.

I samarbejdsprojektet har deltaget Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen, Forskningscenter for Skov og Landskab samt Danmarks Miljøundersøgelser. Samarbejdet mellem ministeriets institutioner om miljøøkonomi blev påbegyndt i 1999.

Formålet med samarbejdet har været at sikre en fælles tilgang til udarbejdelsen af miljøøkonomiske analyser og undersøgelser. Særligt har formålet med dette projekt været at undersøge muligheden for at identificere miljøøkonomiske beregningspriser til brug for ministeriets samfundsøkonomiske analyser. Denne indsats ligger i forlængelse af udarbejdelsen af Miljøministeriets samfundsøkonomiske vejledning, som blev udgivet i 2000.

Projektledelsen er blevet varetaget i fællesskab mellem forskningschef Bo Jellesmark Thorsen, Forskningscenter for Skov og Landskab, og forskningsprofessor Mikael Skou Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser.

Følgende personer har deltaget i projektets følgegruppe;

Jørgen Schou, Miljøstyrelsen, Økonomikontoret,

Vibeke Østergård, Miljøstyrelsen, Økonomikontoret,

Camilla K. Damgaard, Miljøstyrelsen, Økonomikontoret,

Karin Klitgård, Miljøstyrelsen, Udviklings- og datakontoret,

Susanne Jørgensen, Skov og Naturstyrelsen,

Jørn Jensen, Skov og Naturstyrelsen,

Flemming Møller, Danmarks Miljøundersøgelser,

Forfatterne retter endvidere en særlig tak til seniorforsker Solveig Glomsrød, Statistisk Sentralbyrå i Oslo og professor Jesper Jespersen, Roskilde Universitetscenter for fagligt review af rapporten. Ansvar for den endelige udformning af rapporten, incl. eventuelle fejl og mangler, er dog alene forfatternes.

Juli 2003, København og Århus,

Niels Strange og Mikael Skou Andersen.

Sammenfatning

Ved samfundsøkonomiske analyser af projekter og tiltag på miljøområdet vil der normalt være behov for både at opgøre omkostningerne og gevinsterne. Det er imidlertid vanskeligt at opgøre miljøpolitikens gevinster på en måde, så de kan indgå i samfundsøkonomiske analyser. Det forudsætter at der er sket en værdisætning af miljøgoderne og at denne værdisætning er gennemført på en måde, så det er meningsfuldt at vægte miljøgoderne på dette grundlag.

I dette projekt er det undersøgt om det er muligt at identificere miljøøkonomiske beregningspriser til at beskrive miljøgodernes værdi. Miljøøkonomiske beregningspriser har været anvendt i de analyser som bl.a. Finansministeriet og Det Økonomiske Råd har præsenteret af miljøpolitikken i 1990'erne. I Miljøministeriet er beregningspriser tilsvarende blevet anvendt i analyser og projektvurderinger, bl.a. udført af eksterne konsulenter.

Med dette forprojekt om miljøøkonomiske beregningspriser har det været ønsket at foretage en kvalitetsvurdering af de anvendte værdisætninger. Endvidere har det været ønsket at vurdere om man kunne overføre beregningspriser fra undersøgelser i udlandet eller på EU-plan til brug i Danmark, såkaldt "benefit transfer".

Rapporten giver både en generel introduktion til spørgsmålet om værdisætning, herunder til de metoder der er udviklet i litteraturen til at værdisætte, såvel som en mere indgående vurdering af de beregningspriser og værdisætninger som er tilgængelige på de enkelte delområder. Rapporten har karakter af et survey af de tilgængelige beregningspriser og de metodemæssige problemer som er knyttet til disse.

Rapporten konstaterer, at der særligt på luftforureningsområdet foreligger forsøg på at værdisætte skaderne ved en række forskellige emissioner. Disse værdisætninger er foretaget specifikt for Danmark under det fælles-europæiske forskningsprojekt ExternE. Luftemissionerne har relevans langt ud over selve luftområdet, i særdeleshed for affaldsektoren hvor genanvendelse skal vurderes overfor skaderne ved bl.a. forbrænding og de hertil knyttede emissioner. Ved en nærmere gennemgang af de anvendte beregningspriser for luftemissioner konstateres imidlertid metodiske inkonsistenser særligt hvad angår de bagvedliggende prissætninger af statistisk liv. Nogle af disse inkonsistenser er undgået i de seneste priser publiceret af EU-Kommissionen (*Benefit tables; BETA*) men det påpeges at beregningerne fortsat behøver justering for bl.a. danske prisniveauer og for aktualisering af en række ældre bagvedliggende skadesomkostninger.

På andre felter, bl.a. vedrørende vandmiljø og kemikalier, foreligger der ikke forskning eller arbejder som aktuelt gør det muligt at specificere beregningspriser med gyldighed for Danmark. Det vil forudsætte applicering af den multiple-pathway metode som er udviklet

indenfor ExternE, samt i øvrigt at der gennemføres et antal originale værdisætningsstudier i Danmark.

Klima-problematikken frembyder særlige vanskeligheder for værdisætningen grundet den store usikkerhed om niveauet for skaderne ved klimaforandringer. Det mest autoritative skøn, som tager flest undersøgelser i betragtning, vurderes at komme fra det internationale klimapanel, hvis medlemmer med store forbehold vurderer at skaderne ved CO₂-emission i den nærmeste fremtid befinder sig i intervallet 5-125 USD pr. tons kulstof.

Rapporten gennemgår den internationale litteratur vedrørende værdisætning af naturgoder og økosystemer. Denne litteratur er meget omfattende, og der er i de senere år gennemført flere danske undersøgelser særligt vedrørende værdien af bynære skove. Resultaterne af undersøgelserne varierer imidlertid noget, og heller ikke de udenlandske undersøgelser er særligt entydige. Da præferencerne ikke er de samme hos borgerne i Danmark og i udlandet er det endvidere vanskeligt at slutte noget med gyldighed for Danmark fra resultaterne af de udenlandske studier. Det vil kræve en omfattende kalibrering af resultaterne, en metode som befinder sig på frontlinien rent forskningsmæssigt indenfor benefit transfer litteraturen og som derfor har vanskeligt ved at generere sikre resultater. Forfatterne til denne rapport har ikke set mulighed for at anvise sikre metoder til benefit transfer.

Rapporten afsluttes med forslag til den videre forsknings- og udredningsindsats. På kort sigt er der behov for at skaderne for luftemissioner aktualiseres og gennemregnes på grundlag af danske data og priser. Der er endvidere behov for at udbygge mængden af beregningspriser til en række andre felter, men dette vil forudsætte en mere langsigtet indsats, hvor der både gennemføres originale danske værdisætningsstudier og hvor disse kobles til de naturvidenskabelige data gennem anvendelse af multiple-pathway metoden. I den forbindelse vil der være behov for at afklare en række nøglespørgsmål, herunder om den bagvedliggende beregningspris for statistisk liv i samfundsøkonomiske analyser.

Summary

Under normal circumstances socio-economic analyses of projects and initiatives within the environmental field involve assessing both the costs and the benefits. It is, however, difficult to assess the benefits of environmental policy. It requires that an economic valuation of environmental goods has taken place, and that this economic valuation has been carried out in such a way that it makes sense to systematise their significance on this basis.

In this project it has been investigated whether it is possible to identify externality adders to describe the value of environmental goods. Externality adders have been used in the analyses of the environmental policy in the 1990's presented by e.g. the Danish Ministry of Finance and the Danish Economic Council. At the Danish Ministry of the Environment externality adders have been used correspondingly in analyses and project evaluations performed by e.g. external advisers.

With this preliminary project about externality adders it has been our desire to carry out a quality assessment of the used economic valuations. Furthermore it has been a desire to estimate whether it is possible to transfer externality adders from studies abroad or at EU level to be used in Denmark, so-called "benefit transfer".

The report presents both a general introduction to the issue of economic valuation, including the methods developed in the literature to perform economic valuation, as well as a more thorough assessment of the externality adders and economic valuations, which are available in the various environmental topics. The report is in the nature of a survey of the available externality adders and the methodological problems linked to these.

The report shows that especially in the air pollution field attempts to value the damages on a number of different emissions exist. These economic valuations have been made specifically for Denmark during the pan-European research project ExternE. The air pollution emission externality adders are relevant far beyond the sphere of air pollution itself, and in particular for the waste sector where recycling must be assessed against the damages of incineration and the emissions connected to this. When examining the applied externality adders for air pollution emissions a methodological inconsistency with regard to the underlying valuation of the price of a statistical life is evident. Such inconsistencies have been avoided in the latest benefit tables published by the European Commission (*Benefit tables; BETA*) but these prices are in need for adjustment to Danish price levels and for an update of several other underlying costs.

In other fields e.g. regarding the aquatic environment and chemicals no research or work exists which currently makes it possible to specify the externality adders with validity for Denmark. It would imply application of the multiple-pathway method, which is developed

within ExternE, and moreover carrying through a number of original economic valuation studies in Denmark.

The issue climate change presents particular difficulties with regard to economic valuations because of the inherent uncertainties concerning the level of damages deriving from greenhouse gases.. The most authoritative judgement, which takes the greatest possible number of surveys into consideration, is regarded to come from the international Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) whose members - with substantial reservations - estimate that the damages of CO₂ emission in the near future are found to be in the interval of US\$ 5 to 125 per tons of carbon.

The report reviews the international literature concerning economic valuation of nature goods and eco-systems. This literature is very comprehensive and in recent years several Danish studies have been carried out especially regarding the value of forests in the vicinity of urban areas. The results of the valuation surveys vary, however, and the foreign surveys are ambiguous too. As the preferences are not similar among citizens in Denmark and abroad it is difficult to conclude with validity for Denmark from the results of the international studies. It would require a rather comprehensive calibration of the results, and while such methods are at the cutting edge of international research within benefit transfer, they are not yet able to generate robust results. The authors of this report have not seen the possibility for indicating valid methods for benefit transfer.

The report concludes with suggestions for further research. In the short term it is necessary for the damages for air pollution emissions to be updated and calculated accurately on the basis of Danish data and prices. Furthermore there is a possibility to extend the number of externality adders to a number of other fields, but this will imply a longer-term effort where both original Danish economic valuation studies must be carried out and where these are linked to scientific data by use of the multiple-pathway method. In this connection it will be necessary to clarify a number of key issues including the underlying externality adder for statistical life in socio-economic analyses.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Denne rapport afrapporterer et forprojekt for det planlagte projekt "Udvikling af miljøøkonomiske enhedspriser bl.a. ved hjælp af benefit transfer".

Miljø- og Energiministeriets vejledning i samfundsøkonomiske analyser (Møller et al., 2000) angiver en metode, som kan lægges til grund for velfærdsøkonomiske analyser især mht. opgørelsen af budget- og samfundsøkonomiske omkostninger.

Vejledningen behandler imidlertid problemstillingerne omkring opgørelserne af miljøpolitikens gevinster - her også benævnt benefits - på et generelt metodemæssigt plan.

På EU-plan er cost-benefit opgørelser imidlertid en integreret del af Kommissionens forberedelse af nye EU-direktiver mv. og er bl.a. blevet anvendt ved vurderingen af det 6. Miljøhandlingsprogram. Den danske regering har i det forløbne år tilkendegivet at den gerne ser cost-benefit analyser gennemført i forbindelse med nye væsentlige tiltag indenfor miljø- og naturforvaltningen. Sådanne analyser er derfor også blevet relevante i forhold til rent danske initiativer og tiltag.

Dertil kommer, at overslag over eksternaliteterne samtidig vil være et nødvendigt bidrag til at fastlægge et samfundsøkonomisk optimalt niveau for de forskellige grønne afgifter.

Miljøministeriet deltog i 2000 i et tværministerielt projekt "Miljøpolitikens økonomiske fordele og omkostninger", ledet af Finansministeriet. Projektet indeholdt en delanalyse om miljøpolitikens omkostninger og en delanalyse om fordelene ved miljøpolitikken. I kommissoriet for projektet var det anført, at en kvantificering og monetarisering af fordelene ved miljøpolitikken erfaringsmæssigt er særdeles vanskelig. Udvalget måtte da også konstatere, at det var vanskeligt at identificere priser for miljøpolitikens gevinster på andre områder end luftforurening, og at denne monetarisering var forbundet med stor usikkerhed. På denne baggrund anbefalede udvalget, at der sker en forskningsindsats på området¹. En del af baggrunden for dette projekt er behovet for at vurdere og konkretisere hvor forskningsbehovet er størst.

1.2 Formål

Det overordnede formål med projektet er at analysere mulighederne for at frembringe et sæt miljøøkonomiske beregningspriser angående

¹ En af udvalgets anbefalinger var "Der er således behov for, at der sker en forskningsindsats på området. I takt med øget viden på området bør værdisætning af fordelene af miljøpolitikken indgå i prioriteringen af den danske miljøindsats."

benefits på baggrund af metodisk konsistente valg vedrørende overførsel af resultater fra forskellige studier.

Vægten på det metodemæssige betyder, at projektet vil undersøge hvordan der kan ske overførsler af benefit-resultater til policy vurderingsformål og om dette kan foretages på en acceptabel måde, der er i samklang med det naturvidenskabelige og medicinske vidensgrundlag for de relevante spørgsmål.

Tager vi udgangspunkt i de sparsomme danske erfaringer med overførsel af benefit estimater har det vist sig at være et problem, at der dels anvendes benefit estimater som er af ældre dato, dels anvendes forskellige benefit estimater for samme forhold i forskellige analyser.

I forprojektet er foretaget en screening af de allerede anvendte beregningspriser, som blev introduceret af Finansministeriet. Formålet er dels at kvalitetsvurdere disse, dels at identificere på hvilke områder der er behov for at foretage overførsel af benefit estimater. Der er områder som også er meget tyndt beskrevet i den internationale litteratur, derfor vil forprojektet også pege på hvor der er behov for at gennemføre originale værdisætningsstudier.

Rapporten fra forprojektet, som er udarbejdet af DMU og FSL, vil blive anvendt til at prioritere den fortsatte indsats.

1.3 Benefit transfer

Det hidtil mest omfattende arbejde på dansk vedrørende værdisætning af miljøgoder er seniorforsker Flemming Møllers afhandling om emnet fra 1996. Konkrete værdisætningsstudier er der gennemført flere af i de senere år, bl.a. af lektor Alex Dubgaard ved KVL, ved Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut, ved Forskningscenter for Skov og Landskab samt ved Danmarks Miljøundersøgelser.

Ifølge en opgørelse af Navrud (2001) er der imidlertid gennemført væsentligt færre værdisætningsstudier i Danmark end eksempelvis i Sverige og Norge. Priserne, der blev anvendt i Finansministeriets rapport er da også i store træk udledt fra det fælleseuropæiske forskningsprojekt ExternE, herunder fra det danske case-studie som er udført ved Risø. Der er dog ikke i forbindelse med det danske ExternE studie gennemført betingede værdisætningsstudier og som det vil fremgå af bl.a. kapitel 3 er en række af bagvedliggende priser i ExternE, herunder vedr. statistisk liv, ikke specifikt danske. Tilgangen i ExternE vedrørende ikke-sundheds relaterede omkostninger er overvejende anvendelse af en skadesomkostningstilgang.

Overførsel af resultater fra et givet *study site* til et andet *policy site* omtales normalt som *benefit transfer*. Det er i den forbindelse ikke afgørende at et sådant *study site* befinder sig i udlandet, også resultaterne af danske studier kræver tilpasning for at kunne overføres fra et tidligere *study site* til et aktuelt *policy site*. Der har i den internationale miljøøkonomiske litteratur efterhånden udviklet sig en særlig gren vedrørende benefit transfer. Denne gren er forholdsvis ung, og regnes forskningsmæssigt for startet med et særnummer af Water Re-

sources Research fra 1992². Der henvises i øvrigt til afsnit 2.1.4 for en nærmere gennemgang af benefit transfermetoderne.

Der findes et meget stort antal værdisætningsstudier i den internationale litteratur. Men studierne er også meget forskellige. David Pearce skriver i Oxford Economic Review (1998): "While the number of studies is surprisingly large, it is not large enough to provide a statistical base for benefit transfer. Combined with the fact that the science of economic valuation has evolved and still is evolving, uncertainty is endemic in the estimates". Der er derfor næppe nogen vej udenom nøje at vurdere hver enkelt studies kvaliteter og relevans, herunder om der gives tilstrækkelig og retvisende information om opgørelsesmetoderne.

Behovet for benefit transfer skyldes ikke kun underskuddet af værdisætningsstudier i den nationale kontekst, men ligeledes den kompleksitet der kendetegner de fleste miljøspørgsmål. Tendensen i den internationale litteratur synes at være, at overføre resultater fra forskellige typer af studier for at kunne give en mere samlet og dækkende vurdering af et givent miljøproblem i sin kompleksitet. Eksempelvis kræver prissætningen af et miljøproblem angående vand i virkeligheden kobling af en række del-elementer, der vedrører henholdsvis forskellige dele af vandmiljøet (grundvand, ferskvand, marine områder) forskellige forureningskilder og forskellige skader på mennesker og natur. De fleste miljøproblemer kan dermed beskrives som en matrix af recipienter, påvirkninger og skader. Tilsvarende kræver en økonomisk vurdering af naturforvaltningstiltag – som fx naturparker - værdisætning af de mange ikke-markedsomsatte goder som forskellige økosystemer og deres anvendelse yder, udover den evt. forureningsfortrængning som tiltagene måtte indebære.

Der er mange eksempler på såkaldt simpel benefit transfer. Det ses ofte at resultater fra studier i andre lande korrigeres for eksempelvis inflation og valutakurser, ligesom Navrud anbefaler, at der korrigeres for købekraftspariteter. I et nyere paper fra CSERGE peges imidlertid på, at disse simple korrektioner langt fra er tilstrækkelige (Brouwer, 1998). Det er kun mere komplekse benefit transfer funktioner der kan tage højde for de specifikke variationer mellem *study site* og *policy site*.³ CSERGE-paperet nævner, at det i princippet også er nødvendigt at korrigere for forskelle i præference-strukturen, eksempelvis social sammensætning, alderssammensætning etc. i populationen omkring *sites*. I et paper fra Research Triangle Institute (for US EPA) diskuteres på tilsvarende vis udvikling af "A Preference Calibration Approach" (US EPA, 2000b). Det påpeges at hidtidige bestræbelser på benefit transfer har været ude af trit med betingelsen om individuelle præferencer som basis. Dette fører til ret omfattende metodiske krav til retvisende benefit transfer.

² Water Resources Research, vol. 28 no. 3, March 1992.

³ I litteraturen konstateres problemer med valideringen af hidtidige forsøg på benefit transfer, og i en muligvis principiel sag ved en amerikansk domstol er estimater på baggrund af benefit transfer ikke blevet anerkendt.

1.4 Disposition for rapporten

Rapporten er struktureret således at kapitel 2 giver en generel introduktion til vidensgrundlaget for beregningspriser, værdisætning samt til den såkaldte multiple-pathway metode, som er anvendt i ExternE's tilgang til at opgøre skadesomkostningerne ved luftforurening.

I kapitlerne 3-6 præsenteres en gennemgang af beregningspriserne for områderne luftforurening, affald og genanvendelse, vand og vandmiljø samt klima. Der tages udgangspunkt i de beregningspriser som er anvendt i allerede gennemførte danske studier og det forklares hvordan de er fremkommet og hvordan deres koblinger er til det naturvidenskabelige vidensgrundlag.

Beregningspriserne for emissionerne i de nævnte sektorer er typisk aggregerede værdier, som er beregnet på grundlag af et bagvedliggende sæt af priser for forskellige effekter. Eksempelvis er prisen på et statistisk liv en nøgleparameter bag mange af de priser som er bragt i anvendelse. Men også priser på forureningskader på afgrøder og skov ligger bagved de opgjorte beregningspriser pr. kg. emission af forskellige stoffer.

I kapitel 7 gives en gennemgang af vidensgrundlaget angående beregningspriser for miljø- og naturgoder knyttet til økosystemer, herunder værdi af biodiversitet, skovens biodiversitetsfunktioner, rekreative værdier, jagt, sundhed, kulstofbinding mm. Dette problemkompleks er meget stort. Der gives en status på det nuværende vidensgrundlag samt anvisninger på områder, hvor supplerende undersøgelser med størst mulig effekt kan forbedre mulighederne for egentlig benefit transfer af miljø- og naturgoder i Danmark.

I kapitel 8 opsummeres de vigtigste resultater af forprojektet og der gives anbefalinger til den videre indsats.

2 Overblik og generel metode

2.1 Vidensgrundlaget for beregningspriser

2.1.1 Afgrænsning af værdier

Udgangspunktet for enhver projektvurdering hvori beregningspriser anvendes, er at vurdere og afgrænse konsekvenser af en affødt aktivitetsændring, der påvirker forbrugsmuligheder, ressourceforbruget og miljøbelastningen i samfundet (Møller et al. 2000, s. 13). Det er vigtigt, i det omfang det er muligt, at afgrænse de aktivitetsændringer og ressourcer der ønskes værdisat, og i forhold til hvilken udgangssituation ændringen skal beskrives.

Skalaforhold spiller i biologisk og landskabsmæssig sammenhæng en stor rolle i forhold til en monitoring af naturværdier. Her kan der fokuseres på værdisætning af enkelte arter eller hele økosystemer eller fx fra et delelement i landskabet til at omfatte hele landskabet. I forhold til udvikling af enhedspriser fokuseres der på værdien af marginale ændringer, fx øget udbud af miljø- og naturgoder eller udledning luftemissioner.

2.1.2 Typer af værdier

Dernæst afhænger muligheden for værdisætning eller prissætning af miljøgodet samt valget af metode af hvilken værditype der er tale om. Miljø- og naturgoder skaber en række værdier for mennesker, afspejlet i såkaldte direkte brugsværdier, indirekte brugsværdier, optionsværdier, eksistensværdier samt arveværdier (tabel 2.1).

Direkte brugsværdier: Knytter sig til den nytte mennesker oplever ved direkte anvendelse af miljø- og naturgodet enten som en del af en produktion og/eller ved direkte brug. Disse værdier kan fx komme fra produktionen af grundvand, fiske-/fuglebestande der kan spises, og træsorter, der kan forarbejdes, samt rekreative værdier som at gå en tur i skoven.

Indirekte brugsværdier: Knytter sig bl.a. til værdien af stabile økosystemer. Det kan eksempelvis være ved at sikre mod økologiske katastrofer som stormfald (Pearce og Moran, 1994).

Optionsværdier: Repræsenterer den værdi mennesket oplever ved at besidde muligheden for at kunne benytte eksisterende miljø- og naturgoder. Optionsværdier kan desuden afspejles i den mulighed, at der opstår ny viden om naturens anvendelsesmuligheder, eller at mennesker ændrer deres præferencer for goderne. Kort sagt dækker værdien over at bevare handlemulighederne for fremtiden – en forventet gevinst.

Eksistensværdier: Betegnes en ikke-brugsværdi der afspejler at det har værdi for mennesker at vide, at der findes en særlig art, også

selvom de aldrig ser arten, eller på anden vis har nogen direkte gavn af dens eksistens.

Arveværdi: Er en anden ikke-brugsværdi der udspringer af moralske overvejelser, som at vi har pligt til at viderebringe velfærdsmuligheder, og at mennesker har glæde af at forøge velfærden for eksempelvis egne børn (altruisme/arvemotiv).

Symbolværdier: Tilhører en gruppe af miljø- og naturgoder, der vanskeligt lader sig værdisætte da man af moralske/etiske, kulturelle eller nationale grunde afviser at afsløre den økonomiske værdi.

Tabel 2.1 Værdikategorier og metodevalg.

Total værdi	Brugsværdier	Direkte brugsværdier	Rekreation, jagt, kulstofbinding, sundhed <i>Metoder:</i> travel cost, husprismetoden, contingent valuation/ranking, produktionsfunktioner
		Indirekte brugsværdier	Økosystem funktions gevinster <i>Metoder:</i> produktionsfunktioner
		Optionsværdier	Forsikringspræmie <i>Metoder:</i> Contingent valuation
	Ikke-brugsværdier	Arveværdier	Økosystembevarelse for fremtidige generationer <i>Metoder:</i> Contingent valuation
		Eksistensværdier	Værdien af at vide "objektet" eksisterer <i>Metoder:</i> Contingent valuation

2.1.3 Velfærdsøkonomisk værdisætningsgrundlag

Ved værdisætning af miljø- og naturgoder måles værdien enten i form af konsumentoverskuddet eller ændringen i konsumentoverskuddet. Sidstnævnte bør som udgangspunkt anvendes i forbindelse med værdisætning af velfærdsændringer ved projektvurderinger. Begrebet konsumentoverskuddet 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. Konsumentoverskuddet svarer således til det beløb, man maksimalt ville have betalt, minus det beløb man faktisk betaler (Freeman, 1993). Befolkningen betaler ikke for adgangen til de danske skove. Benefits i forbindelse med friluftsliv udgøres af brugernes konsumentoverskud, og de samlede årlige benefits i forbindelse med friluftsliv i skoven opgøres som summen af brugernes konsumentoverskud (se fx Dubgaard 1998). I dette eksempel tager

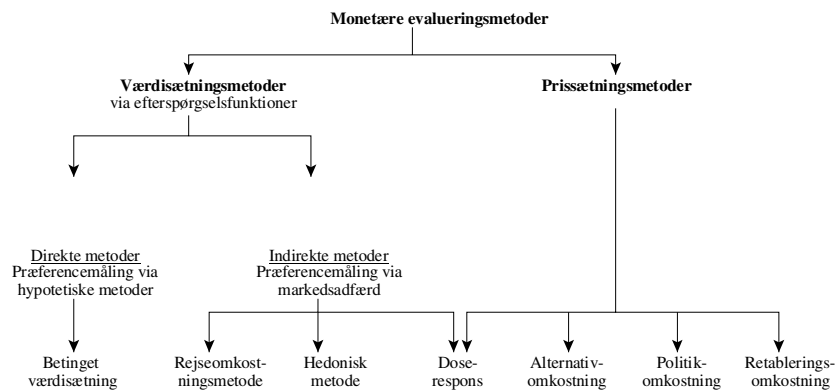
værdisætningen udgangspunkt i det eksisterende udbud af miljø- og naturgoder. Betragtes i stedet et skovrejsningsprojekt, - der svarer til at øge udbudet af skove - hvor publikum heller ikke betaler for adgang overføres ofte estimater fra eksisterende skove (se fx Møller et al. 2000, s. 381). Den grundlæggende antagelse i Møller et al. er at den marginale ændring i benefits, der generes til forbrugerne ikke påvirkes af det øgede udbud af friluftsliv. Hermed menes at der ikke tages hensyn til lokale forhold såsom befolkningstæthed, omfanget af allerede eksisterende muligheder for friluftsliv, eller den marginale forbedring af friluftsmulighederne sammenlignet med den tidligere arealanvendelse, typisk landbrugsdrift.

I velfærdsøkonomiske analyser opgøres omkostnings- og benefitestimater i markedspriser inklusive afgifter for inden- og udenlandsk producerede varer (se Møller et al. 2000). Derfor forhøjes faktorpriser på inputs-/omkostnings- komponenter med den såkaldte nettoafgiftsfaktor for at få værdier der er ækvivalente med markedsprisniveauet. Nettoafgiftsfaktoren er et udtryk for det generelle afgiftsniveau i samfundet og udregnes som forholdet mellem bruttonationalproduktet og bruttofaktoriindkomsten. I Møller et al. (2000) anvendes en nettoafgiftsfaktor på 1.17 og 1.25 for henholdsvis indenlandsk og internationalt handlede goder.

2.1.4 Metoder til værdi- og prissætning

Overordnet kan monetarisering af miljø- og naturgoder opdeles i præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder (se fx Wilhjelmudvalget 2001b). En præferencebaseret værdisætning tager udgangspunkt i individers præferencer, idet man forsøger at simulere den markedsadfærd, som folk ville have udvist, hvis de havde haft mulighed for at købe og sælge det miljø-/naturgode der er tale om. Herved forsøger man at afsløre individers betalingsvilje (willingness to pay), selvom goderne ikke har en markedspris. Tilsvarende kan man forsøge at afsløre den kompensation som folk kræver for ikke at føle sig dårligere stillet i forbindelse med et forbrugstab af godet (willingness to accept). De såkaldte omkostningsbaserede prissætningsmetoder tilhører gruppen af ikke-præferencebaserede metoder, og tager udgangspunkt i individernes økonomiske adfærd, men typisk i omkostningerne ved at realisere en politisk bestemt målsætning eller genoprette en tidligere miljøtilstand. Disse metoder afslører imidlertid ikke samfundets reelle konsumentoverskud i forbindelse med iværksættelsen af projektet.

Dubgaard (2002) grupperer de mest udbredte metoder som skitseret nedenfor:



Figur 2.1 Værdisætnings- og prissætningsmetoder (Dubgaard 2002:11).

Prissætningsmetoderne kategoriseres som:

Alternativomkostningsmetoden: monetarisering ud fra omkostningen ved at sikre tilsvarende goder gennem alternative foranstaltninger, fx kan prisen på rent grundvand til drikkevandsforsyning opgøres som omkostningerne ved at rense forurenede grundvand, eller ved at flytte vandboringen til en alternativ ikke forurenede lokalitet.

Miljøpolitikens omkostninger: Her prissættes der ud fra de marginale omkostninger ved at opfylde vedtagne miljømålsætninger. Prisen beregnes ud fra de omkostninger en given miljøpolitik medfører, fx de omkostninger udsættelsen af bæver medfører eller de omkostninger der opretholdes ved at udbetale kompensation for at sikre overholdelsen af miljømålsætningen (en slags Avoided Cost).

Retableringsomkostninger: Herved prissættes miljø- og naturgodet ud fra de omkostninger der opstår ved frembringelsen af et tilsvarende gode et andet sted. Dette kunne være aktuelt i forbindelse med vurdering af naturgenopretningsprojekter, hvor nye naturområder oprettes som erstatning for tidligere sløjfede områder.

Dose-responsmetoden: I denne metode indgår en fysisk-biologisk funktionsbeskrivelse af sammenhængen mellem graden af miljøbelastning (dosis) og miljøeffekten (respons). Den afledte økonomiske effekt estimeres ud fra sammenhængen.

Værdisætningsmetoderne klassificeres typisk i to brede grupper, der hver især dækker over et stort antal metoder:

1. Direkte metoder
2. Indirekte metoder

De direkte metoder forsøger at afsløre værdien ved hjælp af interview og eksperimenter - fx ved brug af de såkaldte betingede værdisætningsmetoder (contingent valuation/ranking methods) eller valghandlingseksperimenter (conjoint analyser, choice experiments mv.). I modsætning til de direkte metoder forsøger de indirekte metoder at kvantificere værdien ud fra observeret markedsinformation, fx den betalingsvillighed en forbruger udviser, når han/hun køber en markedsomt vare (fx en ejendom), der er knyttet til et ikke-

markedsomsat miljøgode (fx prisen afhænger af skov- og naturnærhed, se fx Anthon og Thorsen, 2002). De markedsbaserede metoder tager således udgangspunkt i folks betalingsvilje for et ikke-markedsomsat gode ved at analysere efterspørgslen efter markeds-goder der er komplementære eller substitutter til ikke-markedsomsat miljø- og naturgode. Nogle eksempler på sådanne metoder er husprismetoden og rejseomkostningsmetoden.

Anvendelsen af metoderne indeholder dog en række indbyggede problemer heriblandt usikkerhedselementer i afdækning af præferencer og værdier, aggregering af individuelle nykker samt håndtering af usikkerhed.

I Danmark er der som tidligere nævnt ikke tradition for at benytte økonomisk værdisætning af miljø- og naturgoder. Værdisætningsundersøgelser er ofte ressourcekrævende, og der er i litteraturen og praksis stor interesse for de såkaldte "Benefit Transfer" metoder, der på forskellig vis forsøger at overføre estimater fra udførte studier til et projektområde man ønsker værdisat. Metoden er anvendt i forvaltningen i USA, fx anvender the US Water Council, The US Department of Agriculture Forest Service, det amerikanske EPA og NOAA (the US National Oceanic and Atmospheric Administration) benefit transfer i deres analyser og prioritering i forvaltningen af natur og miljø. I denne sammenhæng er der etableret en række databaser som den canadiske database EVRI (www.evri.ec.gc.ca/EVRI/) og den australske database ENVALUE (www2.epa.nsw.gov.au/envalue/).

Der skelnes primært mellem to overførselsmetoder: overførsel af lokalitetsestimater samt overførsel ved brug af estimerede benefit funktioner. Lokalitetsestimater overføres med forskellige justeringsmuligheder. Der kan bl.a. justeres for indkomstforskelle, eller beregnede gennemsnit for flere lokaliteter/projekter, eller eksperter vurderinger. Forklaringsgraden og den statistiske validitet er dog ringe (Desvouses et al. 1992, Brouwer 2000). Alternativt estimeres en benefitfunktion og relevante parametre i et originalt studie og overføres til det nye projektområde. Et af hovedproblemerne med denne metode er følsomheden overfor de variable/parametre der inkluderes eller ekskluderes i analysen. Dette vanskeliggør brugen i forhold til at vurdere de samfundsøkonomiske og -politiske konsekvenser ved implementering af større projekter (Smith et al. 2002). En løsning er at vælge et originalt studie, der ligner det nye projektområde (Rosenberger og Phipps 2002). Det kan fx omfatte at undersøgelses- og projektområdet indeholder sammenfaldende karakteristika m.h.t. til såvel naturforhold, ejendomsrettigheder, som anvendelsesmønstre. Endvidere bør de substitutionsmuligheder, som brugerne har mellem forskellige miljøgoder i undersøgelsesområdet svare til de substitutionsmuligheder, der findes i projektområdet. Anvendelsen af enhedspriser fra andre lande vanskeliggøres ikke alene af købekraftsparitet og socioøkonomiske forhold, men også af at de øvrige relative priser er forskellige landende i mellem. Betalingsvilligheden, afspejlet i de udenlandske værdisætningsstudier harmonerer med det pågældende lands relative priser, men ikke nødvendigvis med de danske relative priser og dermed betalingsvillighed. Brugen af interviews og fokusgrupper kan bidrage til at afdække substitutionskarakteristika. Forklaringsgraden og præcisionen ved benefit transfer funktioner er sig-

nifikant større end ved brug af lokalitetsestimater (Brouwer 2000). I stedet for at overføre benefit funktioner fra et studie kan man anvende resultater fra mange forskellige studier i en såkaldt meta-analyse. I en meta-analyse grupperes originale værdisætningsstudier og sammenfattes i et fælles data sæt indeholdende værdier og en række karakteristika/forklarende variable. Herved muliggøres en statistisk analyse af de væsentligste parametre og deres betydning og beregningen af en justeret enhedspris. Det er vigtigt at de originale værdisætningsstudier anvender den samme kalkulationsrente.

2.2 Multiple-pathway metoden i ExternE

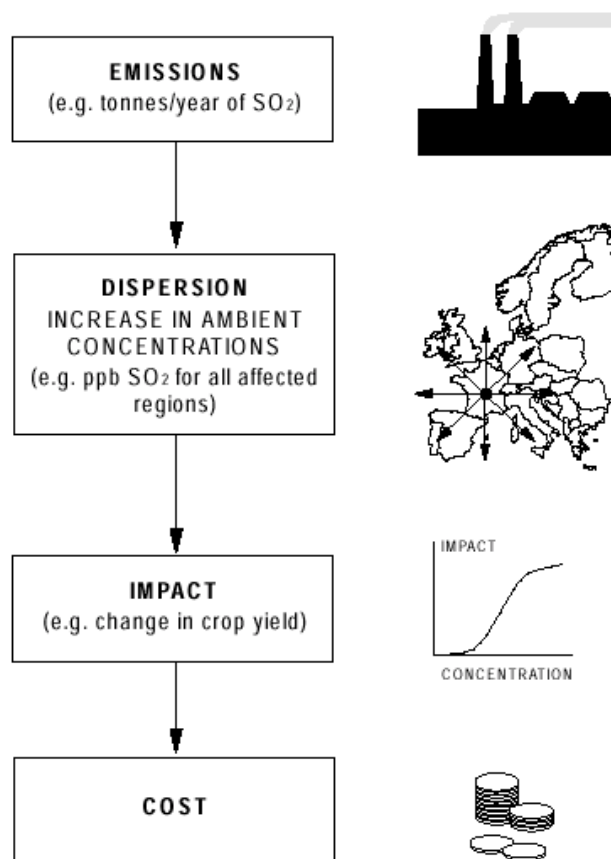
2.2.1 Generelt om ExternE

ExternE blev igangsat i begyndelse af 1990'erne under EU's forskningsprogram JOULE II med det formål at kvantificere og vurdere eksternaliteterne ved energifremstilling. Arbejdet er fortsat under efterfølgende forskningsprogrammer og der foreligger idag et meget stort og omfangsrigt forskningsarbejde som dokumenterer skadevirkningerne ved energifremstilling i mere end 60 cases fordelt på 15 lande og 11 forskellige energifremstillingsteknologier. Projektets deltagere kom fra alle EU-landene, og projektledelsen er blevet forestået af især Universitetet i Stuttgart (se Krewitt, 2002 for en overblikfremstilling). Der er tale om et internationalt set enestående pionerarbejde med hensyn til at monetarisere værdien af miljøskaderne ved at koble værdisætningstankegangen til traditionelle ingeniørmæssige og miljøfaglige beregningsmetoder.

ExternE blev efter den første fase opdelt i tre; ExternE core der forestod metodeudviklingen, ExternE national implementation som forestod case-analyserne i landestudierne og endelig ExternE Transport, som overførte ExternE metoden til transportsektorens emissioner.

Resultaterne af ExternE forefindes dels på ExternE hjemmesiden (<http://externe.jrc.es>), dels i form af 10 volumes dokumentation for metoderne på i alt 2-3000 sider. Herudover foreligger der en bogudgivelse vedr. ExternE Transport samt et større antal artikler i videnskabelige tidsskrifter.

ExternE har udviklet en metode hvorefter det er muligt at anvende enhedspriser for eksempelvis statistisk liv/statistiske leveår samt for skader på helbred, afgrøder og skove til at opgøre skadesestimater pr. tons emission for forskellige typer af luftforureninger. Derved foretages ikke blot en omregning fra et udenlandsk skadesestimat; dette skadesestimat disaggregeres i dets bestanddele og skadevirkningen for Danmark modelleres.



Figur 2.2 Multiple-pathway metoden i ExternE - oversigt.

2.2.2 Multiple pathway metoden

ExternE repræsenterer en bottom-up metode i modsætning til de top-down metoder der dominerede i de første arbejder vedrørende eksternaliteter. Denne type af analyser er først blevet mulige i takt med forbedringen af vidensgrundlaget og tilstedeværelsen af mere computer kapacitet til at gennemføre komplekse modelleringer. Især den mere nuancerede behandling af spørgsmålet om den rumlige fordeling af forureningen udgør et væsentligt fremskridt ved ExternE.

ExternE anvender 'impact pathways' til vurderingen af eksterne effekter og de tilknyttede omkostninger der resulterer fra forsyning og brug af energi. Analysen gennemføres sekventielt gennem de pathways, der vises i figur 2.2. Emissioner og andre påvirkninger kvantificeres og deres spredning og påvirkning af de fysiske omgivelser opgøres. Når spredningen er opgjort er det muligt at vurdere hvem og hvad der eksponeres for forureningen, og under anvendelse af dosis-respons sammenhænge som opgøres ud fra det miljøfaglige og medicinske vidensgrundlag, at beregne mulige effekter af forureningen. Til sidst omsættes disse fysiske effekter i monetære skøn over forureningens skader. Dette sker ved at knytte monetære værdisætnings-skøn til de enkelte skader. Disse værdisætninger fremkommer ved anvendelse af en eller flere af de tilgange som er nævnt ovenfor i afsnit 2.1. Der kan være tale om willingness-to-pay studier, men også om omkostningsbaserede opgørelser.

Principperne for ExternE er bl.a.:

- transparens: således at det vises præcist hvordan beregningerne er gennemført, hvad den tilknyttede usikkerhed på resultaterne er, samt i hvilket omfang alle relevante eksternaliteter er medtaget,
- konsistens: med hensyn til de grænser der er trukket i analysen, for at opnå gyldige sammenligninger på tværs af energifremstillingsmetoder (fuel cycles),
- fyldestgørende: at overveje alle ulemper forbundet med en given energiteknologi, selvom de ikke alle kan analyseres til bunds,
- metoden består af følgende led: karakteristik af teknologi og rumlig placering; identifikation af byrde og effekt; prioritering af disse effekter; kvantificering; økonomisk værdisætning,
- kvantificering sker gennem en skadesfunktion, eller den såkaldte multiple pathway tilgang,
- den økonomiske værdisætning sker som udgangspunkt ud fra betalingsvillighed, men i praksis indgår også en række andre metoder.

Der er flere lighedspunkter mellem ExternE's metode og livscyklusanalyse. Forståelsen af energifremstilling som en energikæde analyse, i hvilken alle dele af et givent system analyseres fra vugge til grav svarer til LCA-tilgangen. Således dækker ExternE's analyse (så vidt som muligt) alle led fra udvinding af energikilder, transport og fremføring, samt fremstilling af tilhørende inputs, såsom selve kraftværksfremstillingen, affaldshåndtering og dekommissionering. Hele denne såkaldte opstrøms og nedstrøms analyse er ganske veludviklet i ExternE's studier. Begrænsningen i LCA til materiale og energistrømme medfører, at LCA ikke medtager nogle typer af eksternaliteter som er dækket i ExternE, fx arbejdsmiljøskader knyttet til bestemte fremstillingsprocesser. En anden forskel til LCA er, at LCA ikke lægger vægt på den geografiske eller rumlige fordeling af emissionerne. På dette punkt er ExternE for så vidt væsentligt mere ambitiøs lagt op, om end det i praksis ikke altid er lykkedes at forfølge intentionerne fuldt ud.

ExternE's metode lægger endvidere vægt på at *prioritere* mellem de forskellige impact pathways, og tillader at der kan ses bort fra effektstrømme som viser sig at være af mindre eller ringe betydning. Beslutninger om hvilke effektstrømme der kan ses bort fra baseres på indhøstede erfaringer om hvilken størrelsesorden de har, samt på vurderinger af om de *opfattes* som væsentlige. Dette kan ses som en vis mangel på analytisk stringens, men betragtes som en nødvendig konsekvens af det ultimative formål med ExternE, nemlig at opgøre og kvantificere de aggregerede effekter.

Til brug for ExternE er udviklet et software program *EcoSense* som anvendes til at kvantificere de fysiske effekter af emissionerne. Dette program kobler data for emissionerne med kendte luftspredningsmodeller og kan opgøre hvilke arealer som eksponeres. Afhængig af klassifikationen af disse arealer (beboelse, afgrøder, skov mv.) og de tilknyttede dosis-responsfunktioner kan effekterne opgøres. For be-

boelsesområder kan eksempelvis mortalitets- og morbiditetseffekter beregnes ud fra viden om størrelsen af befolkningen i området. For afgrøder og skovarealer kan effekter på planternes vækst vurderes. Effekter på akvatiske miljøer kan i princippet også opgøres, men opgaven er ikke gennemført i ExternE. Et fortsættelsesprojekt under EU's femte rammeprogram, NewExt, arbejder med at finde metoder til at modellere forureningsskaderne i akvatiske miljøer, specielt de der er knyttet til eutrofiering.

2.2.3 ExternE resultater for Danmark

Schleisner og Nielsen (1997) har beregnet forureningsskader for tre typer af energifremstillingsanlæg i Danmark; vindenergi, biogas og decentral kraftvarme fra naturgas. Dette er sket med udgangspunkt i konkrete anlæg, nemlig henholdsvis Tunø og Fjaldene vindmølleparker, Ribe-Nørreremark biogasanlæg samt et naturgas kraftvarmeanlæg i Hillerød.

I overensstemmelse med ExternE-metoden er skaderne opgjort både ved produktionen og opstrøms, idet skader genereret ved fremstilling af anlæg samt leverancer af energi er medtaget. Til brug for vurderingen af skaderne ved fremstilling og opstilling af vindmølleparkerne er endvidere opgjort emissioner for et konventionelt kulfyret kraftværk, Fynsværket.

De skader der indgår i beregningen er bl.a. sundhedsskader, herunder tab af statistiske liv, skader på afgrøder, skader på skov samt skader på bygninger. I den opstrøms beregning indgår desuden bl.a. arbejdsmiljøskader ved energifremstilling og leverance (Schleisner og Nielsen, 1997: 53). Skaderne er opgjort for de enkelte typer af emissioner.

Figur 2.3 viser opgørelsen af skaderne for naturgas anlægget i Hillerød. I nederste del af figuren er de fysiske skader som indgår i beregningerne sammenfattet. I øverste del af figuren præsenteres de monetære resultater. Priserne er angivet i m€ (tusindedele €).

THE NATURAL GAS FUEL CYCLE			
	mECU/kWh _{el}	mECU/kWh _{heat}	ECU/t poll.
POWER GENERATION			
SO ₂ damages	0	0	-
NO _x damages	2.95	0.82	4728
Primary particulate	0	0	-
CO ₂	1.75-63.88	0.40-14.58	3.8-139
Ozone	0.94	0.25	1500
Occupational accidents	0	0	0
Public accidents	0	0	0
Noise	0	0	0
Visual amenity	0	0	0
Gas Storage	1.0	0.28	5174ECU/kt gas
OTHER FUEL CHAIN STAGES			
Global warming	0.30-11.06	0.07-2.52	3.8-139
Other air emissions	0	0	0
Occupational health	0.14	0.03	703 ECU/kt gas
Public accidents			
FUEL CYCLE CHARACTERISTICS			
POWER STATION		Hillerød CHP plant	
S emissions		0.684 t/year	
NO _x emissions		192 t/year	
Particulate emissions		0	
CO ₂ emissions		177,000 t/year	
Efficiency of plant		44.4%	
OTHER FUEL CYCLE STAGES			
Source of fuel		Natural gas	
Type of extraction		Offshore	
Transportation details		Transmission	
OTHER IMPORTANT PARAMETERS			
Offshore extraction and flaring		28.400 t CO ₂ /year	

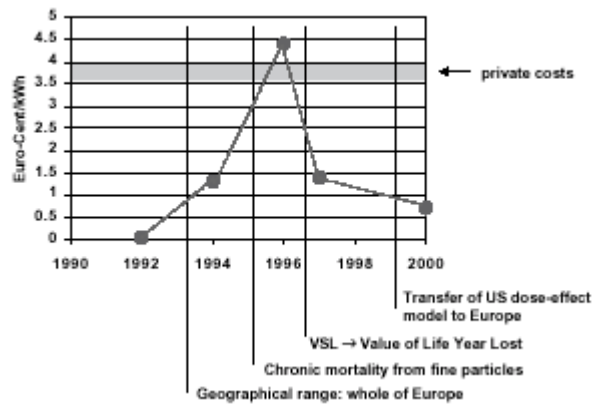
Figur 2.3 Beregnede eksternaliteter for naturgas kraftvarme station i Hillerød (tusindedele € pr. kWh el og varme samt € pr. tons emission) (Schleisner og Nielsen, 1997).

1.1.1 Hvor robuste er ExternE's resultater?

Det oprindelige sigte med ExternE var at opgøre eksternaliteterne fra energifremstilling med henblik på at kunne levere et grundlag for at fastlægge afgiftsbelastningen på forskellige energikilder ligesom resultaterne ville kunne anvendes i cost-benefit analyse. Det betones mange steder, at ExternE kan levere baggrundsinformation, men også at der er tale om et metodeudviklingsprojekt, og at der er mange forhold og sammenhænge der stadig ikke kan kvantificeres konsistent, og som derfor ikke indgår i beregningerne.

"Further work is needed, however, to remove existing uncertainties if externality values are to be used directly for policy measures, not only as background information. The acceptability of these measures will depend on the credibility of the externality values" (Krewitt et al., 1997, pp ES-2).

I en artikel i Energy Policy diskuterer en af projektlederne på ExternE, Wolfram Krewitt, spørgsmålet om hvor robuste beregningsresultaterne er. Resultaterne har vist sig at være følsomme overfor de løbende ændringer i det bagvedliggende vidensgrundlag samt for visse nøgleantagelser angående de anvendte værdisætningsestimater.



Figur 2.4 Estimer over eksterne omkostninger (ekskl. global warming) fra et kulfyret anlæg i Tyskland ved skiftende metodiske forudsætninger (de tekniske karakteristika er konstante) (Kilde: Krewitt, 2002: 841).

Figur 2.4. viser hvordan estimerne for eksternaliteterne fra et kulfyret kraftværk har ændret sig over tid og i takt med at man i ExternE justerede beregningsgrundlaget. Estimerne er opgjort som eurocent pr. kWh el og er eksklusiv skaderne fra drivhuseffekten.

De allerførste beregninger angik alene de helt lokale forureningsskader, som viste sig at være meget begrænsede. Men det var oplagt at man var nødt til at medtage langtransporteret luftbåren forurening, og derfor modellerede skader over et meget større område, hvilket skete i den næste fase (1994). Kort før offentliggørelsen af første generation af ExternE resultater i 1995 fremkom fra USA den store befolkningsundersøgelse angående partiklers helbredsskadelige effekter (Pope et al., 1995). Det blev besluttet ikke at lægge disse til grund for beregningerne, eftersom de dels var meget nye, dels blev anset for diskutabile. Men da vidensgrundlaget angående partikler blev konsolideret gennem den efterfølgende review proces ændrede man i næste generation af ExternE på dosis-respons funktionen for partikler, hvorved de eksterne omkostninger steg dramatisk.

Herpå startede indenfor projektet en diskussion om prissætningen af statistisk liv⁴. Indtil da havde den været baseret på enhedsværdier for prisen på statistisk liv, men da partikler og anden luftforurening især er et problem for svagelige ældre mennesker, hvis levetid forkortes gennem eksponeringen, forekom det ikke rimeligt at prissætte disse statistiske dødsfald med samme pris helt som et tilfældigt statistisk dødsfald, og man udviklede YOLL konceptet: Years of Life Lost. Fra den eksisterende værdi for statistisk liv omregnede man til værdien af de tabte leveår. Derved faldt eksternalitets-estimatet til niveauet før partiklernes skadelige effekter blev dokumenteret. (Krewitt, 2002: 841).

En yderligere reduktion af eksternalitets-estimerne forklares med overførsel af dosis-respons funktioner fra USA til Europa. Omhygge-

⁴ Som det fremhæves i Pearce og Howarth (2000: 40) er VSL ikke et forsøg på at af-dække folk betalingsvillighed for at undgå at dø på et bestemt tidspunkt, men derimod summen af en række individers betalingsvillighed for en mindre reduktion i en given risiko, fx risikoen for fremskyndet dødelighed som følge af øget luftforurening.

lig sammenligning af forudsætninger for epidemiologiske resultater for USA og Europa førte til, at man måtte konstatere en lavere hældning på respons-kurven i Europa. Krewitt hævder, at der ikke foreligger egentlige mortalitetsstudier vedrørende fine partikler i Europa, og spørgsmålet synes derfor at vedrøre hvordan overførslen sker fra de amerikanske tal til europæiske forhold.

Det kan bemærkes at estimerne i figur 2.4 ikke inkluderer skøn for skaderne fra drivhuseffekten, som også har varieret over tid i ExternE projektet, og derfor ville forstærke op- og nedturene for skadesestimaterne dramatisk.

Udsvingene i skadesestimaterne afspejler dels selve den forskningsproces som ExternE repræsenterer, at man er blevet klogere på hvordan nogle specifikke problemstillinger kan og bør håndteres. Men udsvingene er samtidigt uundgåelige på et felt hvor vidensgrundlaget løbende ændrer sig. Man er med ExternE kommet et langt stykke vej med at få identificeret og dokumenteret forureningsskaderne.

"On the other hand, many people have the expectations that external costs are as simple to understand, as price tags in a store. It is important to acknowledge both the inherent limitations of the concept of externalities, and the partial character of the information conveyed in the highly aggregated external cost estimates in order to use external cost in an appropriate way. Uncertainties in external cost data are particularly large for key impact categories like global warming or acidification, which require immediate countermeasures. Policy decisions need to be taken to react on current environmental pressure without being able to identify a cost-optimal level of intervention. In such a situation decisions should be guided by the precautionary principle rather than waiting for scientific evidence that can prove a cost-optimal strategy" (Krewitt, 2002: 847).

2.3 Sammenfatning

Værdisætning af miljøgoder er fortsat et kontroversielt felt. Der findes et stort antal ret forskelligartede metoder, hvoraf de fleste dog kun er istand til at indfange miljøgodernes brugsværdier. Når det gælder herligheds- og eksistensværdier samt andre ikke-brugsværdier er det ifølge teorien nødvendigt at anvende den hypotetiske metode også kaldet betinget værdisætning (contingent valuation baseret på willingness-to-pay spørgsmål). Den hypotetiske metode anses dog også for at være den mest kontroversielle blandt de i kapitel 2 gennemgåede metoder.

Uanset den specifikke metode, foreligger der forholdsvis få studier af danske forhold, og hvis kravet er danske studier publiceret i internationale tidsskrifter med peer review er der næsten ingen. Derimod er der i den internationale litteratur hundredevis af studier, især fra USA og Canada, men også fra en række europæiske lande. Det er i den sammenhæng muligheden for at anvende udenlandske estimater på danske forhold i form af benefit transfer er blevet rejst. Hvor værdisætning er kontroversielt, så er benefit transfer imidlertid endnu mere kontroversielt.

En afgørende betænkelighed ved benefit transfer er, at de i udlandet opgjorte værdisætningsestimater er fremkommet på grundlag af specifikke relative priser. Ved overførsel til danske forhold er det ideelt set ikke tilstrækkeligt at korrigere for forskelle i fx præferencer og købekraftsparitet, der må også korrigeres for forskelle i de relative priser. Det er endvidere nødvendigt at korrigere for forskelle i den anvendte diskonteringsrente, men studierne data foreligger sjældent på en disaggregeret form, der muliggør den ønskede korrektion ved benefit transfer.

Ved benefit-transfer vil det normalt være nødvendigt først at gennemføre et meta-studie af litteraturen med henblik på at identificere de foreliggende studier, samt vurdere hvilke studier der har en sådan kvalitet og dokumentation at de kan anvendes som grundlag for benefit transfer.

På europæisk plan er der i en række sammenhænge anvendt benefit estimater. ExternE studiet er særegent, derved at man har beregnet eksternalitetsestimater også for de enkelte medlemslande, herunder Danmark. ExternE studiet er endvidere karakteriseret ved, at miljøkonsekvenserne af de opgjorte emissioner er analyseret meget mere detaljeret end man normalt ser i værdisætningslitteraturen.

Den i ExternE anvendte metode - multiple-pathway metoden - gør det muligt at sammenkæde benefitestimater for forskellige parametre til en sammenvejet gennemsnit for forskellige emissioner og parametre. Multiple-pathway metoden muliggør en mere sofistikeret form for benefit transfer, hvor miljøkonsekvensbeskrivelsen er afpasset efter danske forhold. For så vidt som der anvendes prissætninger fra den internationale litteratur kan metoden dog ikke undgå problemet med de forskellige relative priser. Men metoden fokuserer på nogle nøgle-værdisætninger som kan anvendes som gennemgående priser i værdisætninger på forskellige felter, hvorved den indbyrdes konsistens kan forbedres.

3 Luftforurening

3.1 Hidtidige beregningspriser

Der er anvendt beregningspriser for eksternaliteterne ved luftforurening i en række samfundsøkonomiske analyser i løbet af det seneste år (Miljøstyrelsen, 2002; Det Økonomiske Råd, 2002; Institut for Miljøvurdering, 2002a; 2002b; 2002c; Birr-Pedersen, 2002). I næsten alle tilfælde er beregningspriserne hentet fra publikationen "Miljøpolitikens økonomiske fordele og omkostninger" (Finansministeriet, 2001).

Beregningspriserne der blev anvendt i Finansministeriets rapport er vist i tabel 3.1.

Tabel 3.1 Beregningspriser for skadevirkning ved udslip til luften. DKK pr. kg. i 2000-priser (Finansministeriet, 2001: 113).

DKK pr. kg	El/fjernvarme	Transport
SO ₂	30	60
NO _x	35	90
Partikler (PM ₁₀)	0	200
VOC	50	50
CO	0,01	0,01

Som kilde for beregningspriserne er angivet ExterneE projektet, den danske delrapport fra 1997, samt ExterneE-Transport, rapportudkast fra 1998 (kilden er ikke angivet hos Finansministeriet, men i en fodnote). Herudover er angivet COWI, 1999. Kilderne til de udledte beregningspriser er vist i tabel 3.2. Det bør bemærkes at der her ikke er tale om punkt-estimer, men om intervaller. (Schleisner og Nielsen, 1997; COWI, 1999).

I de fleste tilfælde har Finansministeriet således valgt en beregningspris på grundlag af en median for kildernes usikkerhedsangivelse. I tilfældet SO₂ fra energi er dog valgt en værdi der ligger under kildernes usikkerhedsinterval. Det bemærkes endvidere, at Finansministeriet ved partikler fra trafik har lagt sig tæt på det laveste estimat, mens man har tillagt udledning af partikler ved produktion af el/fjernvarme værdien 0, selvom ExterneE her angiver 39-53 DKK pr. kg.⁵

Tabel 3.2 Skøn i kilderne til beregningspriser for skadevirkning ved udslip til luften. DKK pr. kg. i 2000-priser (Finansministeriet, 2001: 152).

DKK pr. kg	El/fjernvarme	Individuel opvarmning	Transport
SO ₂	34-35	34	44-77
NO _x	29-38	34	87-93
Partikler (PM ₁₀)	39-53	53	193-723
VOC	50	-	50
CO	0,01	0,01	0,01
HC	56	-	21

⁵ Det Økonomiske Råd anvender i forårsrapporten 2002 en beregningspris på 440 DKK/tons for trafik-relaterede partikler ud fra samme kilder.

3.2 Vidensgrundlaget for de anvendte beregningspriser

For en gennemgang af fremgangsmåden og metoden i ExternE projektet henvises til beskrivelsen i kapitel 2.

Beregningspriserne for skadevirkningen kan variere mellem energifremstilling og transport fordi emissionerne afgives i forskellig højde og derfor resulterer i forskellig befolkningseksposering fx mellem by og land. Da det er eksponeringen, der er afgørende, er sondringen mellem trafik og stationære kilder ikke pr. definition nødvendig.

Beregningspriserne for skadevirkningen ved udslip fra energifremstilling (el/fjernvarme) i tabel 3.1 er de pristalsregulerede resultater fra Schleisner og Nielsens (1997) danske delrapport under ExternE⁶.

Beregningspriserne for skadevirkningen ved udslip fra transportsektoren stammer fra et ikke publiceret studie udført af COWI for Trafikministeriet (COWI, 1999)⁷. I dette studie har COWI detaljeret gennemgået og anvendt ExternE's metode fra ExternE's delstudie vedrørende transportsektoren. Der er tale om de pristalsregulerede resultater af dette studie.

Det gælder dog kun for SO₂, NO_x og partikler, at kilderne til beregningspriserne er henholdsvis ExternE og COWI.

Når det gælder CO og HC stammer estimerne i Finansministeriet (2001) angiveligt fra Finansministeriets vejledning fra 1999. I denne publikation henvises dog til et arbejde fra Det Økonomiske Råd (Larsen, 1996).

Det fremgår af Larsen (1996) at man har anslået eksternaliteterne for CO på baggrund af en norsk undersøgelse (Brendemoen et al., 1992). Af denne fremgår det, at skadesestimatet for CO er opgjort efter en ExternE lignende metode, men at det alene er baseret på sundhedsmkostninger. For den bagvedliggende pris på sundhedsskader henvises til SFT (1987). For de bagvedliggende medicinske vurderinger henvises til Lave and Seskin (1977), som dog ikke er opført i rapportens referenceliste. Parametrene er reduceret med 50 pct. for at korrigere for lavere norsk forureningsniveau. Rapporten fra SFT (1987) er imidlertid ikke baseret på værdisætning af statistisk liv, men på et mere simpelt system med vægte. For HC (hydrocarbons) har Larsen (1996) fastlagt beregningsprisen på baggrund af to undersøgelser, henholdsvis tysk og svensk, som fandt at HC's eksternaliteter var på samme niveau som for SO₂. HC blev derfor af Det Økonomiske Råd (DØR) sat lig med SO₂ (ibid: 5). Dette har Finansministeriet (2001)

⁶ Det er imidlertid ikke helt de samme værdier som ligger på ExternE's hjemmeside under hovedresultater for Danmark (<http://externe.jrc.es>). De nedre skøn er lavere på hjemmesiden. Hjemmesiden angiver ikke på hvilken måde det danske delstudie er blevet opdateret. Finansministeriet henviser ikke til hjemmesiden, men til det danske delstudie fra 1997.

⁷ Projektet er endeligt afsluttet som COWI, 2000. Trafikministeriet ønskede ikke at publicere rapporten. I Finansministeriets rapport henvises til COWI, 1999.

åbenbart ikke været opmærksom på, da man ikke har justeret beregningsprisen for HC i forhold til de nyere værdier for SO₂, som Finansministeriet har hentet hos ExternE og COWI.

For VOC (volatile organic compounds; på dansk flygtige organiske forbindelser) er kilden et notat fra Energistyrelsen (Lawaetz, 2001), der med henvisning til beregninger på trafikområdet angiver eksternaliteterne ved VOC som 50 DKK/kg, samt som et løst skøn anslår 20 DKK/kg for energisektoren. Kilden for Energistyrelsens VOC-beregningspris synes at være det omtalte DØR-arbejdsrapport fra 1996, der netop vedrører trafikområdet, idet der er tale om beregningsprisen for HC. Her var prisen på HC afledt fra prisen på SO₂.

VOC-emissionerne er indeholdt i gruppen af HC-emissioner. Faktisk er det ved emissioner til luften sådan, at HC og VOC er nøjagtigt det samme (Illerup, pers. komm. 5.12.02), det er derfor overraskende at Finansministeriet (2001:152) angiver forskellige priser for henholdsvis VOC og HC i afsnittet om luftforurening.

Skal man følge Det Økonomiske Råds argumentation, bør beregningspriserne for HC/VOC være de samme som for SO₂. Der kan dog være grund til at gå disse forudsætninger efter.

3.2.1 ExternE's danske delstudie

Beregningspriserne for el/fjernvarme

Schleisner og Nielsen (1997) har beregnet forureningsskader for tre typer af energifremstillingsanlæg; vindenergi, biogas og decentral kraftvarme fra naturgas. Dette er sket med udgangspunkt i konkrete anlæg, nemlig henholdsvis Tunø og Fjaldene vindmølleparker, Ribe-Nørremark biogasanlæg samt et naturgas kraftvarmeanlæg i Hille-rød.

I overensstemmelse med ExternE-metoden er skaderne opgjort både ved produktionen og opstrøms, idet skader genereret ved fremstilling af anlæg samt leverancer af energi er medtaget. Til brug for vurderingen af skaderne ved fremstilling og opstilling af vindmølleparkerne er endvidere opgjort emissioner for et konventionelt kulfyret kraftværk, Fynsværket.

De skader der indgår i beregningen er bl.a. sundhedsskader, herunder tab af statistiske liv, skader på afgrøder, skader på skov samt skader på bygninger. I den opstrøms beregning indgår desuden bl.a. arbejdsmiljøskader ved energifremstilling og leverance (Schleisner og Nielsen, 1997: 53). Skaderne er opgjort for de enkelte typer af emissioner.

Beregningspriserne for ExternE er opgjort af Meyer et al. (1994; 1996) nogle år før hovedrapporten, men det kan ikke ud fra rapporten med sikkerhed afgøres om det danske ExternE studie har anvendt de danske beregningspriser eller om der er anvendt EU-værdier. Når det gælder beregningsprisen på statistisk liv er Meyer's danske tal med sikkerhed ikke anvendt.

Tabel 3.3 Beregningspriser for lokale og regionale konsekvenser. 1994-priser (Meyer et al., 1996: 21).

Konsekvenser	Priser
Tab af fersk vand	0,2-0,5 €/m ³
Landbrugsafgrøder	145-185 €/ton udbytte
Skov	53-85 €/ton træ
Bygningsskader	185-1320 €/ton SO ₂
Visuelle skader, støj, herlighed	30-90 €/kWh/år
Usikker trafik	0,05-0,07 €/km
Slid på vejanlæg	0,02-0,03 €/km
Sundhedseffekter	
- sygdom pr. arbejdsdag	99-149 €/dag
- hospitalsophold	343-568 €/dag
- dødsfald	0,44-0,7 mio. € ⁸

Som nævnt er beregningerne over forureningsskaderne ved de enkelte luftforureninger foretaget med udgangspunkt i konkrete anlæg. Ved aggregeringen til nationale tal kan man anvende et modul til EcoSense, der tager højde for regionale forskelle i de kemiske reaktioner mellem de forskellige luftforureninger. Imidlertid var dette modul ikke til rådighed da de danske tal blev beregnet;

Schleisner og Nielsen anfører således at:

"The preferred methodology for aggregation is to use an updated version of EcoSense, which is able to include various energy production plants. However, this version of EcoSense is unavailable for the time being, and a simplified methodology for aggregation will be used. The simplified methodology uses the marginal values from ExternE in rather simple calculations to derive aggregate damage values" (Schleisner og Nielsen, 1997: 115).

Dette betyder, at de tal der er udregnet som gennemsnit for Danmark alene bygger på de nævnte anlæg og ikke er aggregeret efter den generelle ExternE metode.

Konventionelle kraftværker er ikke opgjort direkte i ExternE's danske delstudie. Der er kun tale om en indirekte opgørelse af den 'opstrøms' forurening ved fremstillingen af en vindmøllepark. Denne opgørelse (for det konventionelle kraftværk) er endvidere forholdsvis skitsepræget og ikke så detaljeret som de opgørelser der er gennemført for konventionelle kraftværker i andre EU-lande, hvilket betyder at en række forureningseffekter ikke er medtaget. Vurderet i forhold til det tyske delstudie tyder det på at 10-15 pct. af forureningseffekterne fra de konventionelle luftforureninger ikke er medregnet. Mere problematisk er den mangelfulde aggregering, idet dette har implikationer for den marginale skadesomkostning, som for SO₂ er faldende med stigende emissioner.

Det er vanskeligt at vurdere hvor fatale disse forhold er for de danske tal. Men der kan ikke være tvivl om, at skadesestimerne for luftforureningen ikke kan anses for repræsentative for Danmark. Alene ud fra denne betragtning er deres anvendelse tvivlsom og må anspore til stor varsomhed i omgangen med dem.

⁸ Omkostningsbaseret tilgang ud fra tilbagediskonteret nutidsværdi af tilbageværende livsindtægt ved partikeldødsfald efter ca. 20 år på arbejdsmarkedet (Meyer et al., 1996: 21).

Vedrørende anvendelsen af den underliggende beregningspris for statistisk liv (VSL) har ExternE anvendt en fælles pris, opgjort til 3,1 M€ eller ca. 23 mio. DKK. Som nævnt i kapitel 2 førte den metodiske diskussion om prissætning af statistisk liv til at der på baggrund af VSL også blev beregnet en pris pr. YOLL (years of life lost). Denne er i ExternE sat til 116.250 € for akut mortalitet og 84.330 € for kronisk mortalitet ved en diskonteringsrate på 3%. ExternE's beregninger er generelt baseret på en YOLL-tilgang, men med VSL-beregninger til at angive følsomhed.

Med hensyn til morbiditetseffekter er anvendt skøn baseret på en række forskellige kilder, jf. tabel 3.4. Det er således ikke Meyers danske tal for mortalitet og morbiditet, men de fælles ExternE værdier der er anvendt i ExternE's danske delstudie.

Tabel 3.4 Morbiditetsomkostninger for de luftforureningsrelaterede sygdomme m.v.

Akut morbiditet	Værdi (i €)	Metode
Restricted activity days	75	CVM (USA) WTP
Symptom day	7,5	CVM (USA) WTP + Navrud
Chest discomfort day + wheeze	7,5	CMV (USA) WTP
Emergency room visits	223	CVM (USA) WTP
Respiratory hospital admissions	7.870	CVM (USA) WTP
Cardiovascular hospital admissions	7.870	same
Acute asthma attack	37	COI
Kronisk morbiditet		
Chronic illness	1,200,000	CVM (USA) WTP
Chronic bronchitis (adults)	105,000	Rowe et al. (1995)
Non fatal cancer	450,000	US study
Malignant neoplasms	450,000	same
Chronic case of asthma	105,000	same as chronic bronch.
Prevalence of bronchitis and cough (children)	225	same as chronic bronch.

3.2.2 COWI's studie af transportens eksternaliteter – luftforurening

Beregningspriserne for transport

I et projekt for Trafikministeriet har COWI anvendt ExternE metoden til at beregne eksternaliteter ved luftforurening i forbindelse med transportsektoren. Det fremgår af forordet, at studiet er udført uden at der har været adgang til resultaterne af ExternE Transport. COWI betegner selv sit arbejde som "et forstudie" til en egentlig opstilling af danske tal (COWI, 2000: viii).⁹

I modsætning til det generelle ExternE studie er skaderne ikke opgjort opstrøms - dvs. emissionerne og de tilhørende skader ved fremstilling og levering af køretøjer er ikke opgjort. Denne metode er dog heller ikke anvendt i de senere publicerede resultater fra ExternE Transport (Friedrich and Bickel, 2001).

Såvel COWI's som ExternE's transport studier kommer frem til højere estimater for luftforureningseksternaliteter end ved kraftværker på grund af den højere befolkningseksposering ved transportaktiviteter.

⁹ Det er vanskeligt at vurdere COWI's beregninger, idet de kun er delvis dokumenteret i afrapporteringen.

Beregningspriserne for skadesomkostningerne er tildels baseret på Meyer et al. (1994), men er opdateret for bl.a. landbrugsafgrøder, jf. tabel 3.5.

Tabel 3.5 Beregningspriser vedr. transport (COWI, 2000).

Konsekvenser	Priser
Tab af fersk vand	0,2-0,5 €/m ³
Landbrugsafgrøder	600 DKK/ton udbytte
Skov	400-650 DKK/tons træ jf. Meyer
Bygningsskader	1000-8800 DKK/ton partikler 1200-10.000/ton SO ₂ 800-7,666/ton NO _x
Visuelle skader, støj, herlighed	-
Usikker trafik	-
Slid på vejanlæg	-

På et af de centrale punkter, nemlig prisen på statistisk liv, foretager COWI en gennemgang af litteraturen, herunder af danske og svenske studier. På denne baggrund kommer COWI frem til en beregningspris på 17 mio. DKK for værdien af et statistisk liv (COWI, 2000: 23). Dette er ca. 25 pct. mindre end i ExternE, men tættere på de resultater der er opnået i det hidtil eneste danske WTP-studie vedr. betalingsvillighed og statistisk liv (Kidholm, 1995).

I bilag C i COWI-rapporten foretages en diskussion af VSL contra VOLY (samme som YOLL). Det anføres at VOLY iflg. Maddison et al. (1997) ikke er konsistent med de traditionelle forudsætninger bag en intertemporal afvejning af risiko og forbrug. Det primære problem anføres at være, at man ikke umiddelbart kan forudsætte, at individerne vurderer et restleveår ens uanset alder.

COWI-rapportens opgørelse af eksternaliteter er derfor beregnet ud fra VSL-tilgangen, hvilket står i modsætning til de tal der normalt refereres fra ExternE. Hertil kommer, at COWI som før nævnt anvender en væsentligt lavere VSL-beregningspris end ExternE.

Da prisen på statistisk liv er den centrale beregningspris betyder det, at der på et nøglepunkt er en ganske betydelig inkonsistens mellem beregningspriserne for eksternaliteter ved henholdsvis elfjernvarme og transport i Finansministeriets rapport /Finansministeriet, 2001) jf. tabel 3.1. De er ikke opgjort ud fra ens beregningsprincipper.

3.3 Nyere beregningspriser

3.3.1 TRIP-projektet - danske beregningspriser

Under det Strategiske Miljøforskningsprogram gennemføres et større forskningsprojekt benævnt TRIP - Centre for Transport Research and Health Impacts and Policy. (<http://www.akf.dk/trip/>). Programmet løber fra 2000-2003.

Under Centret gennemføres en række projekter, heraf er enkelte relateret til at opgøre eksternaliteter ved transportsektorens luftforurening. Et projekt ledet af COWI (Valuation of external cost of air pol-

lution) vil opgøre eksterne omkostninger ved luftforurening. Det vil bl.a. ske i samarbejde med et såkaldt "Air-GIS"-projekt ved Danmarks Miljøundersøgelser, som vil gennemføre danske beregninger af eksponering for luftforurening. Det fremgår at projektet bygger direkte videre på arbejdet for Trafikministeriet samt på ExternE-metoden. Projektet vil blive afsluttet i 2003, men der foreligger på nuværende tidspunkt en delrapport fra fase 1.

I denne delrapport er foretaget en ny beregning af enhedspriser for forskellige typer af luftforurening ved transport. Resultaterne, som er vist i tabel 3.5., ligger tæt på resultaterne af COWI (1999), men det er værd at bemærke at de her ikke er beregnet ud fra en VSL-tilgang men ud fra en *Values of Life Year Lost* (VLYL) tilgang svarende til VOLY/YOLL-tilgangen ovenfor. Den største ændring er sket for de beregnede skader fra NO_x-emissioner, der er faldende.

Tabel 3.6 Foreløbige resultater af TRIP. Beregningspriser for skadevirkning ved udslip til luften iflg. COWI (2002). DKK pr. kg. i 2002-priser (COWI, 2002: 59).

DKK pr. kg	By	Land
SO ₂	89	47
NO _x	63	59
Partikler (PM)	778	206
CO	0,02	0,01
HC	16	16

Det centrale estimat for VSL er nu sat til 22 mio. DKK, mens det centrale estimat for VLYL er sat til 1,831 mio. DKK.

Udover den metodiske ændring for så vidt angår skiftet fra VSL til VOLY, så er der foretaget en opdatering af morbiditetsomkostninger. Herudover er der sket ændringer i dosis-respons funktionerne for en række emissioner, specielt partikler hvor PM_{2,5} nu estimeres selvstændigt ift. PM₁₀.

3.3.2 BeTa - EU-kommissionens reviderede beregningspriser

I 2002 har EU-kommissionen offentliggjort et sæt reviderede beregningspriser for de marginale eksterne omkostninger ved luftforureningen. Dette er sket i form af den såkaldte Benefits Table Database, forkortet Beta, som er udarbejdet af NetCen. Forskerne bag databasen er Mike Holland og Paul Watkiss, som også var nøglepersoner i udarbejdelsen af ExternE-tallene (dengang under AEA Technology).

Den vigtigste ændring fra ExternE tallene til BeTa er anvendelsen af en ny fælles enhedsværdi for VSL på 1 mio. €. Dette er betydeligt lavere end den VSL-værdi på 3,1 mio. € der blev anvendt som udgangspunkt for ExternE. De 3,1 var udledt af et review af litteraturen i USA først i 1990'erne, specielt med henblik på hedoniske lønrisiko studier. I ExternE's endelige version blev den imidlertid kun anvendt som udgangspunkt for YOLL/VOLY-tilgangen.

De teoretiske problemer med YOLL/VOLY tilgangen blev diskuteret på en workshop for økonomiske eksperter afholdt af EU-kommissionen i November 2000, hvor der var konsensus om at vende

tilbage til en VSL-tilgang, om end baseret på CVM-studier i stedet for hedoniske. På baggrund af denne workshop har EU-kommissionen besluttet sig for indtil videre at fastlægge en værdi for statistisk liv på 1 mio. €. Denne værdi tager udgangspunkt i ret omfattende og angiveligt metodisk rimeligt konsistente CVM studier for Englands Department of Transport, Environment and Regions som, justeret for inflation fører til en VSL på ca. 1,4 mio. €. For at korrigere for at luftforureningsofre typisk er ældre borgere reduceres VSL til 1 mio. €. Ved fastlæggelsen af den fælles EU-værdi er der taget udgangspunkt i et politisk ønske om at fastlægge en fælles VSL for hele EU-området. Derfor må der tages et vist forbehold overfor anvendeligheden ved mere nationale analyser, hvor det kan være rimeligt at sætte VSL højere. o

Tabel 3.7 Beregningspriser for marginale eksterne omkostninger ved luftemissioner i Danmark iflg. BeTa (NETCEN, 2002). I DKK pr. kg. i 2001-priser. Omregnet fra Euro ved kurs 7,44. VSL er 1 mio.€.

DKK pr. kg.	land (baggr.)	by (0,1 mio.)	by (1 mio.)
SO ₂	25	69	359
NO _x	25	25	25
Partikler (PM2,5)	40	286	1882
VOC	54	54	54

Tabel 3.7. viser de beregningspriser der kan opgøres på grundlag af BeTa for Danmark. Skadesværdier for baggrundsbelastningen, svarende til forureningstilstanden i landzone, er beregnet i BeTa specifikt for Danmark. Det bemærkes at ligesom i ExternE betyder dette at effekter af langtransport (op til 1000 km) tages med i betragtning.

Skadesværdier for byerne er de samme som for landzone for NO_x og VOC, hvorimod de for SO₂ og partikler afhænger af befolkningskoncentrationen, hvor BeTa som proxy anvender byens størrelse. I tabel 3.7 angives hvilke marginale skadesomkostninger der kan beregnes for to bysamfund med henholdsvis 100.000 og 1 mio. indbyggere i Danmark på grundlag af BeTa. Ved beregningen af disse lægges de befolkningsafhængige skader til baggrundsbelastningen.

Metoden med tillæg for befolkningskoncentration betyder, at de marginale skadesestimater også kan anvendes ved trafikrelaterede emissioner.

BeTa skitserer endvidere metoder til at håndtere effekten af emissioner fra skibsfart.

Beregningerne i BeTa omfatter færre skadesparametre end ExternE. Omfattet er kun fire typer af skader; akutte og kroniske effekter på morbiditet og mortalitet; bygningsskader ekskl. kulturelle værdier samt effekter af ozon på høstudbytte. En række andre skadestyper der indgik i ExternE er ikke medtaget ud fra en argumentation om at deres bidrag viste sig at være yderst begrænsede. Det gælder eksempelvis skader på økosystemer ved overskridelse af critical loads. Her var problemet i ExternE dog nok så meget mangel på data til at opstille beregningspriser for disse skader.

Med hensyn til værdierne for Danmark fortsættes tendensen fra TRIP's beregninger, nemlig at skadesestimerne for NO_x nedjusteres i forhold til tidligere beregninger. For især partikler og tildels SO_2 er der derimod tale om stigninger i tætbefolkede områder.

3.4 Opsummering: Vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer

Ovenstående gennemgang af beregningsgrundlaget for de marginale eksterne omkostninger ved luftforurening giver anledning til følgende kommentarer;

- ved det eksisterende vidensgrundlag vægter først og fremmest mortalitetseffekter tungt, hvorfor antagelserne om prisen på statistisk liv, samt valget mellem VSL og VOLY tilgang bliver en nøgleforudsætning,
- de af Finansministeriet udmeldte beregningspriser ses at hvile på et ikke konsistent grundlag, idet beregningspriserne for luftforurening ved el/fjernvarme produktion hviler på en VOLY-tilgang fra ExternE hvor basis VSL er 3,1 M€, hvorimod transport tallene fra COWI, 1999 hviler på en ren VSL-tilgang med VSL ca. 2,5 M€,
- det dansk finansierede arbejde under TRIP beklageligvis ikke har fulgt trenden i EU's tilgang, idet man her er konverteret til en VOLY tilgang. Sammenligneligheden med ExternE's oprindelige estimer er dog til gengæld forbedret, idet der nu anvendes en VSL-værdi som approximerer ExternE,
- det mest nuancerede grundlag for opgørelse af konsistente beregningspriser udgøres aktuelt af Kommissionens BeTa tables. De angiver marginale skadesestimer for Danmark, som kan opgøres konsistent uanset om kilderne er stationære eller mobile, idet den væsentlige faktor angives at være eksponeringen. BeTa indeholder herudover opdaterede dosis-respons funktioner. Fra en dansk synsvinkel kan et problem med BeTa være, at der anvendes et fælleseuropæisk og forholdsvis lavt estimat for VSL.

Gennemgangen af vidensgrundlaget for beregningspriserne vedrørende luftforurening viser, at der allerede er gjort forsøg på benefit transfer, idet COWI i regi af henholdsvis Trafikministeriet og TRIP har forsøgt at udvikle det oprindelige ExternE data grundlag til et der dækker alle luftemissioner, både fra stationære og mobile kilder.

Fremkomsten af BeTa betyder imidlertid, at problemstillingerne omkring benefit transfer kan indsnævres noget. Det centrale problem er de bagvedliggende skadesfunktioner og -priser, hvor især fastlæggelsen af VSL står som en central opgave. Men der kan også være grund til at diskutere om ikke det er muligt at inkludere flere skadesfunktioner, således at gevinsterne af miljøregulering ikke alene vurderes ud fra gevinsten for mennesker sundhed, men også for miljø og natur. Her kan der være behov for en opdatering af Meyers beregningspriser fra 1994 og for at disse reflekteres i beregninger for Danmark. Der

er også behov for at morbiditetseffekter beregnes efter danske priser og omkostningsstrukturer.

4 Affald og genanvendelse

4.1 Hidtidige beregningspriser

Der blev ikke i Finansministeriets publikation (2001) udmeldt særlige beregningspriser for benefits på affaldsområdet og affalds- og genanvendelsespolitikkenes fordele blev ikke søgt opgjort selvstændigt. Finansministeriet udpegede dog affaldsområdet som det mest udgiftstunge indenfor miljøsektoren og der har efterfølgende været betydeligt fokus på omkostningerne og de faktiske miljøfordele ved forskellige typer af genanvendelse.

Miljøstyrelsen har gennemført en velfærdsøkonomisk analyse af genanvendelse af plastdunke, ligesom der er gennemført og igangsat analyser af organisk dagaffald og PVC (Miljøstyrelsen, 2002b). Ved analysen af genanvendelse af plastdunke blev anvendt benefitværdierne for luft, jf. tabel 3.1.

4.2 Metodiske overvejelser

Kapitel 10 i Miljøministeriets vejledning i samfundsøkonomiske analyser rummer nogle metodemæssige overvejelser om analyser af genanvendelsesindsatsen (Møller et al. 2000: 239). I rapporten "Benefits ved genanvendelse" (Dengsøe, 2002), udarbejdet af DMU for Miljøstyrelsen, er der foretaget en gennemgang af den internationale litteratur med henblik på at vurdere "state-of-the-art" i de metodiske tilgange til analyser af genanvendelsesaktiviteter. Gennemgangen af en række nøglestudier for bl.a. EU-kommissionen, gennemført af bl.a. professor David Pearce viser, at det ved miljøøkonomiske analyser af affalds- og genanvendelsesaktiviteter er blevet praksis at anvende en Multiple Pathway tilgang á lá ExternE, men med en specifik tilpasning for affaldsområdet. Denne tilgang omtales i rapporten som en kobling af livscyklusanalyse med økonomisk værdisætning. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at Multiple Pathway tilgangen indebærer, at der foretages en pragmatisk udpegning af de mest tungtvejende effekter og at ikke alle effekter som livscyklusanalysen identificerer er nødvendige at prissætte.

Det er normalt genanvendelse der betragtes som alternativ til forbrænding henholdsvis deponering, men der kan også være tale om at sætte forbrænding overfor deponering. Hver af de tre grundlæggende affaldsbehandlingsmetoder skal ifølge Multiple Pathway tilgangen vurderes for skadesomkostningerne ved emissioner (i bred forstand) af affaldsbehandlingsaktiviteterne.

Ved forbrænding udgøres disse af emissionerne til luften fra forbrændingsanlæggene, samt ved håndteringen og deponeringen af slagterne fra forbrændingsprocessen. Hertil bør principielt lægges de 'opstrøms' emissioner ved fremstilling af forbrændingsanlæggene, dvs. de emissioner der er knyttet til materiale og råstofforbrug (svarende til vindmølle-casen omtalt i afsnit 3.2.). Endvidere bør de til

affaldsindsamling og transport tilknyttede emissioner medtages. ExternE har gennemført 3 delstudier vedrørende affaldsforbrænding som dog afstår fra at inddrage transportemissionerne, da det antages at der ved genanvendelse også genereres transport til indsamling. Beregningen af opstrøms emissioner er heller ikke implementeret i de tre overvejende sydeuropæiske casestudier.

De fleste af de luftemissioner der er omtalt i kapitel 3 er relevante ved vurdering af affaldsforbrænding. I tillæg til de gængse luftemissioner (SO₂, NO_x, partikler, VOC samt CO₂ mv.) er der imidlertid også emissioner af tungmetaller, dioxin og visse kemikalier ved affaldsforbrænding.

Ved deponering (såvel konventionel som deponering af slagge fra forbrænding) skal skaderne fra emissionerne til grund- og overfladevand fra perkolat beregnes. Dette skaber koblinger til kapitel 5 angående beregningspriser for vand og vandmiljø, idet emissionerne typisk kan medføre tabte drikkevandsressourcer samt skader på økosystemer. Her må det forventes at det primært er tabet af drikkevand som på det nuværende vidensgrundlag kan inddrages i analysen. Men den vigtigste skadeseffekt ved deponering udpeges af ExternE som tab af herlighedsværdier (amenity values).

Ifølge nogle af de gennemgående studier er der ved affaldsforbrænding et mindre timelag end ved deponering. Skaderne ved nedsivning af perkolat sker ude i fremtiden og skal tilbagediskonteres til nutidsværdi. Emissioner fra affaldsforbrænding giver både akutte skader (afgrøder, skov) og skader på længere sigt (mortalitet og morbiditet). Disse studier synes dog ikke at have inddraget tabet af herlighedsværdier ved anlæg af deponier, hvorfor betragtningen om betydningen af en sådan forskel mellem deponering og forbrænding muligvis ikke holder.

Ved genanvendelse genereres nye (alternative) emissioner ved forarbejdning af genanvendelige materialer. Disse skadesomkostninger skal medregnes (fradrages) ved opgørelsen af gevinsterne ved genanvendelse.

Ved affaldsforbrænding fremstilles elektricitet og varme. Derved fortrænges konventionelle energikilder, hvorved de tilhørende emissioner og skadesomkostninger fortrænges. Derfor er der også knyttet positive eksternaliteter til affaldsforbrænding. Størrelsen og sammensætningen af disse afhænger imidlertid af de antagelser der gøres om hvilke energikilder der fortrænges. ExternE anvender Exergy-metoden til at fordele emissionerne mellem el og varme produktion.

Ved deponering er problemstillingen omkring positive eksternaliteter tilsvarende ved anlæg hvor der sker udvinding og udnyttelse af metan.

En særlig problemstilling ved genanvendelse udgøres af spørgsmålet om fortrængte emissioner ved indvinding af jomfruelige materialer. Såfremt disse emissioner fortrænges i Danmark kan de prissættes med samme beregningspriser som for andre emissioner. Men ofte vil der være tale om, at emissionerne ville have fundet sted i udlandet,

og en prissætning af skadesomkostningerne vil derfor kræve omregning, fx efter købekraftspariteter som foreslået af Navrud.

I ExternE studiet er der sket beregning af mortalitetseffekter i lande der grænser op ad EU-landene, og skadesomkostninger ved dødsfald i Østeuropa indgår således i de eksternaliteter der er beregnet for langtransport af forurening.

Ved et givent energiforbrug som fører til emissioner med tilhørende skadesomkostninger er der ikke så meget tvivl om de fysiske skadeeffekter, selvom de eventuelt falder i udlandet. Men ved genanvendelse hvor argumentationen er, at emissionerne og de tilhørende skader fortrænges er situationen en lidt anden. De råmaterialer som ikke afsættes til det danske marked pga. øget genanvendelse kan blive afsat til andre markeder, evt. bevirker faldet i efterspørgslen en ændring i prisen. Derfor kan der være en vis tvivl om den fysiske fortrængningseffekt ved genanvendelse, ikke mindst hvis råstofferne ville være hentet på verdensmarkedet. Håndteringen af denne usikkerhed må i praksis bero på en konkret vurdering.

4.3 Behovet for beregningspriser til brug for analyser af affald og genanvendelse

På baggrund af ovenstående gennemgang kan der konstateres et behov for følgende beregningspriser til brug for analyserne på affalds- og genanvendelsesområdet;

- sædvanlige luftemissioner,
- emissioner af tungmetaller,
- emission af dioxiner,
- emissioner af diverse andre kemiske forbindelser,
- emissioner af perkolat til grund- og overfladevand,
- påvirkning af herlighedsværdier i landskabet ved anlæg af deponi,

I tabel 4.1. er vist de emissioner som er opgjort fra danske affaldsforbrændingsanlæg.

Tabel 4.1 Emissioner der opgøres fra danske affaldsforbrændingsanlæg.

Kategori	Emissioner til luften
Sædvanlige luftemissioner	SO ₂ ; NO _x ; NMVOC; CH ₄ ; CO; CO ₂ ; N ₂ O; TSP; PM ₁₀ ; PM _{2,5} ;
Tungmetaller	As; Cd; Cr; Cu; Hg; Ni; Pb; Se; Zn;
Andet	Dioxin; Flouranthe; Benzo;

Kilde: DMU.

Umiddelbart vil det være muligt at anvende BeTa til at beregne de marginale skadesomkostninger for SO₂, NO_x, partikler og VOC. Da affaldsforbrændingsanlæggene er beliggende i byer af forskellig størrelse vil det være nødvendigt med en nærmere vurdering og modelering af tillægget for befolkningseksponering.

For CO₂ (samt CH₄ og N₂O) henvises til kapitlet angående klimaskader.

For tungmetaller og dioxin mv. henvises til gennemgangen nedenfor under nyere beregningspriser.

For opgørelse af påvirkning af herlighedsværdier mv. henvises til kapitel 8 angående enhedspriser for økosystem benefits.

Emissioner af perkolat mv. kan betragtes som et problem omkring tab af grund- og drikkevandsressource. For dette henvises til kapitel 5 angående vand.

Gennemgangen i det følgende fokuserer derfor på problemstillingen vedrørende beregningspriser for emissioner af tungmetaller og dioxin mv.

4.4 Nyere beregningspriser

4.4.1 ExternE

I ExternE's metodebind (1998 update, bd. 7) er der foretaget en yderst kortfattet gennemgang af vidensgrundlaget angående forskellige tungmetaller. Det har ikke været muligt at opstille dosis-respons funktioner for disse, men det er ikke klart om det skyldes mangel på tid og ressourcer til at gennemgå litteraturen, eller om det skyldes at en sådan gennemgang vurderes at ville være inkonklusiv.

For så vidt angår dioxin er der en lidt grundigere gennemgang. Spørgsmålet om thresholds effekter besvares ved at fastholde, at der skulle være sådanne tilstedede, hvorved lavdosisemissioner af dioxin må anses for insignifikante for mortaliteten. Dette synspunkt er dog blevet imødegået i US-EPA's Dioxin reassessment fra 2000 (US EPA, 2000a).

4.4.2 ECON for Statens Forurensningstilsyn

I to rapporter udarbejdet af det samfundsøkonomiske konsulentfirma ECON i Oslo til brug for en vurdering af affaldsafgiftens størrelse er udviklet en metode til prissætning af skaderne ved emissioner af kemikalier. På baggrund af rapporterne har man i Norge efterfølgende valgt at omlægge den statslige affaldsafgift.

Ved udformningen af beregningspriser for tungmetaller har ECON taget udgangspunkt i en omfattende rangordningsmodel for kemikalier, som er udviklet i Holland (Heijungs, 1992). Rangordningsmodellen vurderer kemikaliernes miljøskadelige egenskaber ud fra en kompleks sammenvejning af effekterne på otte forskellige typer af recipienter. ECON har koblet modellen med en norsk model, Økoindikator99, som tager højde for specifikke norske forhold, som må antages at adskille sig en hel del fra centraleuropæiske. Hvordan sammenvejningen konkret er sket er ikke dokumenteret i konsulentrapporten.

ECON's analyse viser, at i den samlede eksternalitetsopgørelse vægter tungmetaller og dioxin med godt 54 procent af de samlede eksternaliteter pr. tons affald, hvorfor det forekommer begrundet at arbejde videre med at søge disse inddraget i analysen på den bedst mulige måde. Denne andel tal stammer fra den nyeste rapport, hvor opgørelsen er sket med mere forsigtige antagelser end i den første. Det er denne rapport der udgør grundlaget for revisionen af den norske affaldsafgift.

Principielt er det nødvendigt at vurdere tungmetal-emissionernes skades effekter ud fra en mere omhyggelig modellering af spredningen og eksponeringen. Det kan tænkes at nogle af de recipienter og 'modtagere' i RIVM/Øko-indikator99 modellen ikke vægter så tungt ud fra en økonomisk betragtning, hvor det sædvanligvis vil være mortalitets- og morbiditets effekter der vil veje tungest.

4.4.3 Nordisk Ministerråd

I et projekt for Nordisk Ministerråd har DMU foretaget en omfattende gennemgang af vidensgrundlaget angående dioxin, herunder US-EPA's Dioxin Reassessment. Ud fra de bedst mulige vurderinger af emission, spredning og eksponering gennem fødekæden ud fra danske forhold vurderes skadeeffekterne at kunne opgøres til omkring 11 DKK pr. tons affald til forbrænding (og med VSL iflg. Kidholm), men med 90 DKK pr. tons som et muligt upper bound range.¹⁰ (Bjerrum Jensen og Dengsøe, 2002).

ECON har også angivet en beregningspris for skadevirkningen af dioxin-emissioner. Denne er beregnet til 23 NOK/ton affald. Dette er sket ved at opgøre de marginale bekæmpelsesomkostninger. Rapporten anfører at dette ikke er en tilfredsstillende fremgangsmåde ud fra et velfærdsøkonomisk perspektiv.

4.5 Opsummering: Vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer

Som det fremgår af ECON-rapporten varierer emissionerne af tungmetaller og dioxiner ganske meget med affaldstypen. Det er derfor nødvendigt at have emissions-koefficienter for de enkelte affaldskategorier til brug for analyser hvor øget genanvendelse af specifikke fraktioner skal vurderes overfor affaldsforbrænding. Opdaterede danske emissions-koefficienter kan efter det oplyste formentlig udledes af det omfattende datamateriale der forefindes bl.a. på DTU angående livscyklusanalyser af specifikke materialer.

Ved anvendelse af BeTa til opgørelse af luftemissionerne samler vidensbehovet sig om skadeeffekterne ved udledning af tungmetaller. ECON's analyse viser, at det især er Krom og Mangan der giver de største skader (ca. 15 % af samlede skadesestimat hver), mens fx bly og nikkel har mindre betydning end dioxin (ca. 5 % hver). Disse vægtninger kan imidlertid være et resultat af den specifikke rangordningsmodels egenskaber, og det er ikke givet at de i en miljøøko-

¹⁰ Udkast til rapport som DMU har afleveret til NMR pr. 1/1-03.

nomisk tilrettelagt analyse vil blive rangordnet på samme måde. Et problem ved rangordningsmetoden er, at det ikke er en velfærdsøkonomisk baseret metode. I forhold til vurdering af de samlede effekter af affaldsbehandling forekommer det imidlertid væsentligt at gå vidensgrundlaget efter mht. tungmetaller. Dette kan ske enten ved at gå dem efter individuelt eller ved at tilpasse rangordningen til danske forhold.

Nye skærpede udledningskrav til forbrændingsanlæg er vedtaget i EU og træder i kraft senest i 2006 for eksisterende anlæg. Forbrændingsanlæggene skal derfor afholde betydelige omkostninger til at rense bedre. Når disse tiltag er implementeret vil de miljømæssige gevinster ved øget genanvendelse blive begrænset, eftersom de fortrængte emissioner vil være på et lavere niveau. Netop nu er der derfor behov for meget præcise analyser af balancen mellem genanvendelse og forbrænding. Hvis man ved meget detaljerede analyser kan vurdere hvilke affaldsfraktioner, der bidrager mest til de problematiske emissioner, så kan de også give et fingerpeg om for hvilke fraktioner det kan være interessant at fokusere på øget genanvendelse.

5 Vand og vandmiljøforurening

5.1 Problemkomplekset

Vandmiljøet repræsenterer et stort problemkompleks, hvor der til brug for prioriteringsanalyser vil være behov for beregningspriser knyttet til en lang række forskellige emissioner samt til værdien af drikkevand og grundvand.

Nogle af de mest centrale emissioner er nærings saltbelastningen med kvælstof og fosfor til det akvatiske miljø. Men der er også de mere traditionelle emissioner med eksempelvis organisk stof. Hertil kommer, at der også sker udledninger af tungmetaller mv. til det akvatiske miljø, ligesom der er udvaskning af pesticider mv.

En række af de stoffer der udledes til luften gør også skade på det akvatiske miljø. Skadevirkningen er dog helt forskellig, hvorfor der ikke kan ske overførsel af estimater direkte fra luft til vand.

Det akvatiske miljø består af grundvand, af ferske vande og af de marine områder. Disse områder kan igen opdeles i henholdsvis søer og vandløb, og fjorde og åbne marine områder. Ligeledes kan grundvandet opdeles i overflademagasiner og dybereliggende magasiner.

Skadevirkningen af emissionerne af næringsstoffer vil afhænge af hvilke recipienter de føres til. Komplexiteten forstærkes af, at emissionerne i en række tilfælde vandrer mellem recipienterne. Vandringerne afhænger bl.a. af jordlagenes beskaffenhed, fx vil næringsstoffer på sandjord gå via grundvandsmagasinerne, mens næringsstoffer på lerjord i højere grad bevæger sig via overfladeafstrømningen og vandløbene til fjordene og de marine områder. Under denne bevægelse vil nogle af næringsstofferne blive omsat og nedbrudt, således at omfanget af den skadevirkning der sker i recipienterne afhænger heraf.

5.2 Anvendelse af multiple-pathway metoden

Multiple-pathway metoden, som er omtalt i kapitel 2, vil være forholdsvis oplagt også at anvende på næringsstofforureningen. Ved at tage de forskellige skader i betragtning under eet vil det være muligt at opgøre en beregningspris for de marginale udledninger af kvælstof og fosfor på samme måde som ExternE har gjort for luftemissioner. Men på vandmiljøområdet sker spredningen af forureningen væsentligt langsommere end på luftområdet, og der vil derfor på længere sigt være behov for mere differentierede beregningspriser. Principielt svarer dette til sondringen mellem større byer versus landområder i beregningspriserne for luft. På vandmiljøområdet vil der være behov for en større grad af differentiering, og det er for tidligt at afgøre hvilke parametre det er vigtigst at differentiere efter, selvom der er visse fingerpeg.

Eksempelvis sker den væsentligste eksponering af mennesker formentlig via grundvand anvendt som drikkevand. Sundhedseffekterne ved indtagelse af nitratforurenede drikkevand har længe været genstand for interesse, og især mindre børn anses for udsatte, ligesom nitratforurenede drikkevand er mistænkt for cancerogene effekter blandt voksne. Ved at opstille dosis-respons sammenhænge ud fra den miljømedicinske litteratur vil det være muligt at opgøre skaderne ved indtagelse af forurenede drikkevand. Hvor disse skader søges undgået ved at etablere nye kildepladser, er det merprisen for de nye og evt. fjernere kildepladser, der udgør skadesomkostningen.

Ved eksponeringen i det marine miljø er det særligt fiskeressourcer og de marine økosystemer som lider skade. Ved ændringer i de marine økosystemer, fx tab af ålegræs, kan også fuglelivet blive svækket. Samme typer af skader forekommer i de ferske vande. Mens skader på fiskeressourcer i nogle tilfælde kan fastsættes ud fra markedsbaserede priser, er det formentlig nødvendigt at inddrage betingede værdisætningsstudier til at fastlægge værdierne af de nævnte økosystemer.

Skal der udvikles beregningspriser efter multiple pathway metoden vil det forudsætte, at næringsstoffernes spredning og skadeeffekter modelleres. Der findes allerede ret omfattende næringsstofmodeller, men de har generelt noget vanskeligt ved at beskrive koblingen mellem de forskellige akvatiske elementer. I enkelte oplande er der dog gennemført ret omhyggelige modelberegninger, fx Randers fjord, således at det må være inden for rækkevidde at koble disse med økonomiske estimater.

5.3 Hidtidigt anvendte beregningspriser

I det følgende fokuseres på kvælstof og fosfor, idet forfatterne kun har begrænset kendskab til værdisætning af andre emissioner.

5.3.1 EU-Kommissionen

I forbindelse med det 6. miljøhandlingsprogram fik Kommissionen udarbejdet en cost-benefit analyse, hvori også kvælstofproblematikken blev belyst (RIVM, 2000).

I forbindelse med analysen blev der i delrapporten vedrørende vandmiljø foretaget en meta-analyse af værdisætningsstudier relateret til næringsstofudvaskning.

For kvælstof blev anvendt en beregningspris på € 17.885 pr. tons N, mens der for fosfor blev anvendt en beregningspris € 19.421 pr. tons P.

Priserne er 1997-priser og er opgjort på grundlag af betalingsvillighedsundersøgelser i landene rundt om Østersøen. Da en forbedring af Østersøens tilstand forudsætter handling i alle landene omkring Østersøen er såvel udledninger som betalingsvilje aggregeret og prisen pr. tons opgjort. Der må siges at være tale om en

forholdsvis simpel beregningsmetode. Der henvises til RIVM (2000) og delrapporten om vandmiljø for en mere detaljeret redegørelse.

For værdien af drikkevand/grundvand blev anvendt en fælles enhedspris for hele EU på ca. 1,5 €/m³.

5.3.2 Danske undersøgelser

Der findes en række prissætningsstudier (Miljø- og Energiministeriet 1997), der beregner alternativ omkostning ved fremskaffelse af rent grundvand eller baseres på indgåede handelspriser mellem vandværker og landmænd. Prissætningen kan fx foregå ved brug af alternativomkostningsmetoden, hvor værdien beregnes som en skyggepris, der afspejler forventede meromkostninger i forbindelse med flytning af borer, transport af vand fra fjernere lokaliteter, og investeringer i udbygning af vandforsyningsnettet. Miljø- og Energiministeriet (1997) vurderede omkostningerne til flytning af borer til 2,51 DKK/m³, og mertransport af vand fra fjernere uforurenede lokaliteter samt merinvesteringer i udbygning af vandforsyningsnettet til samlet 5,18 DKK/m³. En anden mulighed er at rense den eksisterende grundvandskilde. I en nyere undersøgelse udarbejdet til Pesticidudvalget beregner Dubgaard og Østergaard (1999) de økonomiske besparelser inden for drikkevandsforsyningen ved ophør med pesticidanvendelse i Danmark. Baseret på indhentede skøn fra eksperter på vandforsyningsområdet vurderes antallet af sparede vandforsyningsanlæg på 10 og 30 års sigt. Tillades rensning kan afværgeforanstaltninger gennemføres for 96 til 120 mio. DKK årligt ved henholdsvis 3% og 5% diskonteringsrente. Fastholdes en decentral vandforsyningsstruktur, hvor rensning kun må anvendes som en midlertidig løsning vil afværgeforanstaltningerne beløbe sig til 145-183 mio. DKK årligt. Det faktiske forureningsscenarie kendes ikke og der eksisterer ikke modeller, der kan forbedre vidensgrundlaget og prognoserne. Estimaterne er derfor behæftet med betydelig usikkerhed.

De nævnte prissætningsmetoder afspejler dog ikke den reelle samfundsmæssige værdi, da ændringen (jf. forklaringen på side 13) i forbrugernes konsumentoverskud ikke indregnes.

Aktuelt pågår et forprojekt ved DMU om mulighederne for værdisætning af grundvand.

5.3.3 Meta-analyse af den internationale litteratur

DMU har i en selvstændig rapport for Miljøstyrelsen gennemgået et stort antal studier fra den internationale litteratur angående værdisætning i relation til vandmiljø (Branth Pedersen, 2003).

Disse studier peger på en meget stor spredning i resultaterne, såvel indenfor hedoniske studier som rene CVM-studier. Selvom det er muligt at beregne et vægtet gennemsnit, så vidner den store spredning også om de metodiske problemer forbundet med betalingsviljespørgsmål, omend en del af variationen kan forklares med forskelle mellem lokaliteterne og respondenterne.

Turner et al. (1999) betingede værdisætningsanalyse af en halvering af fosfor- og kvælstofudledningerne til Østersøen er den eneste af de gennemgåede undersøgelser, som har et benefit-estimat for nærings-salt-reduktioner i Danmark. På baggrund af interviews med svenske respondenter kan der beregnes en betalingsvillighed for en halvering af fosfor- og kvælstofudledningerne. Vedrørende overvejelserne om at overføre de svenske resultater til en dansk kontekst taler meget for, at hvis den estimerede danske betalingsvillighed (12,3 mia. SEK) skal tages i anvendelse, skal den tages som udtryk for en betalingsvillighed for en 50 % reduktion af næringsstofferne til samtlige danske havområder, og altså ikke kun til Østersøen.

Tabel 4.1 Værdisætningsstudie vedrørende forureningen med næringsalte (Turner et al., 1999).

Turner et al. 1999	<p>Den betingede værdisætningsmetode.</p> <p>Case: 50% reduktion af fosfor- og kvælstofudledningerne til Østersøen.</p> <p>Først fik respondenterne (spørgeskema pr. brev) beskrevet årsag og effekt for eutrofiering i Østersøen.</p> <p>Derefter opstilles scenario: Der gennemføres en handlingsplan, som i løbet af 20 år vil føre til en bæredygtig udledning til Østersøen. Planen skal finansieres via en miljøskat i de involverede lande.</p> <p>Spørgeskema (dichotomous choice) til 600 svenskere (responsrate 60%) og 600 polakker: Ville du stemme for planen, hvis skatten var SEK/PLZ (zloty) pr. år (7 niveauer opregnede).</p> <p>En kontrolundersøgelse (150 respondenter) med open-ended spørgeteknik udførtes også.</p>	<p>Den gennemsnitlige BV for svenskerne er SEK 3.300 pr. husholdning pr. år (hvis man antager nul betalingsvillighed for dem, som ikke har svaret) og SEK 426 for polakker. BV pr. dansker estimeres til SEK 3,515.</p> <p>Kontrolundersøgelsen gav en betalingsvillighed for svenskerne på SEK 1000/år.</p> <p>CB-analyse for hele regionen (9 lande), 50% reduktion af næringsstoffer: Total economic use (use + non-use) estimeres til SEK 37,9 mia. (hvis man antager nul betalingsvillighed for dem, som ikke har svaret). Netto-benefit SEK 6,8 mia.</p>
--------------------	---	--

5.4 Opsummering: Vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer

Vidensbehovet er forholdsvis stort i forbindelse med opgørelse af benefits ved forbedringer af vandmiljøet, hvor der ikke som på luftområdet er et internationalt modelapparat at bygge på.

Det må umiddelbart vurderes, at en af de væsentligste poster at få opgjort er værdien af rent grundvand og drikkevand. Drikkevandet har stor brugsværdi og må forventes at veje tungt i en opgørelse over gevinster ved bedre kontrol med forureningen med næringsalte.

Der findes allerede en del modeller som kan beskrive transporten af næringsalte, men disse modeller skal kobles på en måde så spredningen af næringsaltene og de tilknyttede skader kan beskrives detaljeret.

På kort sigt kan der anvendes en afskæringspris for værdien af næringsstofreduktioner, men på lidt længere sigt vil det være formålstjenligt at vurderingerne kan differentieres mere. I modsætning til luftområdet er der noget større forskel på gevinsterne ved reduktion i

udledningerne til forskellige recipienter. Tabes næringsstoffer tæt på vandløb eller fjorde - eller over sårbare grundvandsmagasiner - er skaderne størst. Især til brug for projektvurderingen må der forudses et behov for at knytte beregningspriserne op på de konkrete skader der kan forebygges.

Endvidere er der behov for også at inddrage hormonforstyrrende stoffer, tungmetaller og POP'er i prissætningen.

6 Klima

6.1 Hidtidige beregningspriser

Fastlæggelse af en beregningspris for CO₂-reduktion er et af de vanskeligste spørgsmål i forbindelse med miljøøkonomiske analyser. Det er et felt hvor anvendelse af et punkttestimat pr. definition har begrænset troværdighed, og hvor den store usikkerhed i vidensgrundlaget gør det nødvendigt at operere med et forholdsvist bredt interval, med både nedre og øvre skøn, hvad næsten alle internationale kilder da også gør. Den grundlæggende naturvidenskabelige usikkerhed om skaderne ved drivhuseffekten er på det økonomiske område suppleret med udfordringen om hvordan skader der først optræder indenfor en lang tidshorisont kan tilbagediskonteres til nutidsværdi, samtidig med at hensynet til fremtidige generationer varetages på en afbalanceret måde.

I publikationen om miljøpolitikens fordele og omkostninger har Finansministeriet anvendt et nedre skøn på 45 DKK/ton CO₂ og et øvre skøn på 260 DKK/ton CO₂.

Disse beregningspriser kommer Finansministeriet frem til efter at have opstillet en oversigt over forskellige studier og deres skøn over skaderne ved drivhuseffekten. Tabellen er her gengivet som tabel 6.1. sammen med det på grundlag heraf udmeldte interval.

Tabel 6.1 Marginale skadesomkostninger ved CO₂-udledning (Finansministeriet, 2001:154).

DKK/ton (2000-priser)	Nedre grænse	Middelværdi angivet	Øvre grænse
ExternE 1)	150		375
ExternE 2)	30		1150
Fankhauser 3)	15	45	110
IPCC 1995 4)	10		270
Nordhaus I 5)	10		40
Nordhaus II 6)	1	16	140
Finansministeriets skøn	45		260

1) Schleisner og Nielsen, 1997; 2) Samme med 95 % konfidensinterval; 3) Fankhauser, 1994; 4) IPCC 1995; 5) jf. IPCC 1995; 6) Fra Fankhauser og Tol, 1996.

6.2 Vidensgrundlaget for beregningspriserne

6.2.1 ExternE

Finansministeriet henviser til Schleisner og Nielsen, 1997 for beregningspriserne hentet fra ExternE. Der er, jf. kapitel 3, tale om det danske delstudie, hvor der i appendix redegøres for hvordan beregningspriserne for CO₂ er fremkommet (Schleisner og Nielsen, 1997).

I appendix findes dog kun en relativt summarisk omtale vedrørende beregningerne af skaderne ved CO₂. For en mere udtømmende forklaring må henvises til ExternE's arbejder (Eyre et al., 1999; Holland

et al., 1999), som Finansministeriet ikke henviser til, men som det følgende bygger på.

Metoden til at opgøre beregningspriser for CO₂ følger et stykke af vejen den generelle metode der gælder for ExternE, men da drivhusgasserne repræsenterer et globalt problem opgøres skaderne på dette niveau. ExternE's Eco-Sense model kan ikke anvendes til dette, i stedet er grundlaget to gængse klimamodeller, henholdsvis FUND-modellen fra IVM (Amsterdams Universitet) og Open Framework modellen (Oxford).

Skaderne beregnes på grundlag af vidensgrundlaget i klimapanelets anden vurderingsrapport for en fordobling af drivhusgaskoncentrationen i atmosfæren (550 ppm). Skaderne er ikke beregnet for den marginale udledning af CO₂, men for en antaget ligevægtstilstand der vil indtræde ved fordoblingen. Akkumuleringen af CO₂ i atmosfæren til 550 ppm beregnes efter to af scenarierne i klimapanelets anden vurderingsrapport, henholdsvis IS92a (business-as-usual scenariet) og IS92d (et sustainable development scenarie). Ved business-as-usual scenariet vil atmosfærens CO₂-indhold være fordoblet i år 2100.

Som i resten af ExternE har det været yderst vanskeligt at opgøre de marginale skader på økosystemer. De skader som kan opgøres i beregningerne er primært øget dødelighed, sundhedsskader, vandstandsstigninger, effekter på afgrøder, effekter på vandforsyning samt stormskader. Mere omfattende klimaændringer, såsom nedbrydning af den kontinentale issokkel, ændringer i havstrømmene samt mere vidtgående ændringer i selve klimasystemet indgår ikke i vurderingerne.

Resultaterne opgøres på et højt aggregeret niveau for de enkelte verdensdele og indenfor de enkelte skadestyper. Det fremgår, at de fleste skader forventes at optræde i udviklingslandene.

Beregningerne er især følsomme overfor antagelserne om:

- klima følsomhed,
- omfang og niveau af påvirkninger,
- kalkulationsrenten,
- behandlingen af fordelingsspørgsmål,
- værdien af et statistisk liv,
- omfanget af 'socially contingent effects'

Med hensyn til valg af kalkulationsrente anvender ExternE generelt værdier på 0, 1, 3 og 10 %. Klimaproblemkomplekset er af en så langsigtet natur, at ExternE gør sig en række overvejelser for implikationerne ved valg af kalkulationsrente. En kalkulationsrente på 10 % diskriminerer imod ulemper der opstår ud over en længere tidshorison, hvorimod en 0-diskontering normalt vil være udtryk for en negativ forbrugsrentediskontering. Dette skyldes at BNP forventes at stige over tid, således at en 0-diskontering vil indrømme nulevende generationer relativt mindre forbrug end fremtidige. ExternE anfører at også en 1 % diskontering indebærer en negativ tidspræferencediskontering.

Tabel 6.2 Resultater af ExternE's modelleringer af skader ved drivhusgas emissioner (Eyre et al., 1999: 45). Basis: IPCC92a; equity weighted; tidshorison for skader år 2100; 1995-priser.

Enhed	Estimat for skadesomkostninger			
	FUND		Open framework	
Drivhusgas	1%	3%	1%	3%
Diskontrings-rate				
€/tCO ₂	46	19	44	20
€/tC	170	70	160	74
€/tCH ₄	530	350	400	380
€/tN ₂ O	17000	6400	26000	11000

ExternE angiver resultater for alle 4 diskonteringsrenter, men de to yderpunkter har mere karakter af regneeksempler. Det er medianværdierne ved 1 og 3% der betegnes som *base values* og som angiver de resultater som EU-kommissionen senere har angivet fra ExternE, og ExternE angiver tilsvarende, at det er indenfor intervallet mellem disse to værdier at de mest sandsynlige resultater skal findes. Men ExternE anfører, at skaderne både kan være langt mindre og langt større.

I tabel 6.3. er vist de værdier som ExternE anbefaler anvendt i de nationale case studier. Det fremgår at yderpunkterne for en vurdering af CO₂-reduktionernes nutidsværdi udgøres af priser svarende til hhv. 28 og 1034 DKK/ton CO₂ (1995-priser). Det interval som anvendes i beregningerne som det mest sandsynlige angives som 18-46 € svarende til 134-342 DKK/ton CO₂. Dette er udledt ved anvendelse af diskonteringsrater på 1 og 3 %.

Tabel 6.3 Anbefalede estimater for skader ved drivhuseffekten anvendt i ExternE's nationale studier, jf. forudsætningerne i Holland et al., 1999. Angivet i 1995-priser.

	pr. tons CO ₂ – nedre skøn	pr. tons CO ₂ – øvre skøn
Konservativt 95 % konfidens interval	3,8 € (28 DKK)	139 € (1034 DKK)
Illustrativt begrænset interval	18 € (134 DKK)	46 € (342 DKK)

Det fremgår heraf, at den såkaldt "høje beregningspris" på 260 DKK/ton CO₂ som Finansministeriet anvender ikke kan genfindes hos ExternE. Finansministeriet (2001) anfører p. 154, at de 260 DKK er "valgt som middelværdien i basis scenariet i ExternE studiet". Men ExternE angiver ikke en sådan middelværdi, den er formentlig skønnet ud fra ExternE's illustrative interval.

6.2.2 Fankhauser

Fankhausers arbejde der præsenteres i artiklen fra 1994 er baseret på hans Ph.d.-afhandling med professor David Pearce som vejleder og udarbejdet i begyndelsen af 90'erne. I arbejdet anvendes en såkaldt stokastisk drivhusgasmodel til at beregne skaderne ved et scenario hvor atmosfærens indhold af CO₂ fordobles (svarende til 550 ppm).

Det stokastiske element i Fankhauser's arbejde knytter sig primært til de fremtidige CO₂-emissioner, som i sagens natur er usikre, og som derfor giver usikkerhed om hvor hurtigt en fordobling vil ske. Dette påvirker på sin side de marginale omkostninger ved CO₂-udslippet, idet det ved tilbagediskontering til nutidsværdi er nødvendigt at tage udgangspunkt i et bestemt emissionsscenario (i ExternE anvendes fx det såkaldte business-as-usual scenarie, IS92a, mens Nordhaus forudsætter konstante CO₂-emissioner - sidstnævnte er dog klart urealistisk, jf. Fankhauser (1994: 162)).

Fankhauser anfører, at et såkaldt bedste-gæt i virkeligheden ignorerer en hel del af den viden om usikkerheden som forefindes, og at en stokastisk model bedre kan integrere denne viden. Fankhauser's økonomiske beregningsarbejde bygger ikke direkte på CGM-klimamodellerne, men på en forenklet approksimation. Foruden stokastisk variation i emissioner, varierer beregningen tillige diskonteringsrenten, funktionen på skaderne og en række af variablene i klimamodellen. Der anvendes Monte Carlo simuleringer.

De skader der forsøges opgjort til brug for beregningerne er som i ExternE begrænsede til skader på afgrøder, tab af landarealer, problemer for vandforsyning osv. og er som hos Nordhaus forhøjet med en faktor for ukendte skader, således at skaderne samlet vurderes til omkring 1 % af BNP. Grundlaget for dette angives at være et detaljeret studie af de potentielle klimaskader i fire midtvestlige stater i USA. Det er ikke reflekteret i modellen, at skaderne på udviklingslandene opgjort som andel af BNP af IPCC vurderes væsentligt højere.

Resultatet af beregningerne er en skadesomkostning på 20 USD pr. tons kulstof (C) svarende til 43 DKK pr. tons CO₂ for perioden 1990-2000¹¹. For de følgende årtier stiger prisen til 28 USD pr. tons kulstof i 2020-2030. Det angives endvidere, at resultaterne udviser en højreskæv sandsynlighedsfordeling, hvor skaderne kan stige til 33 USD pr. tons kulstof ved mere ekstreme klimaeffekter. Selv for kørsler med modellen, der udelukker de mere ekstreme effekter, er sandsynlighedskurven for at omkostningerne er højere end de 20 USD pr. tons højreskæv - hvilket altså indikerer at de 20 USD pr. tons kulstof er et forsigtigt skøn.

Finansministeriet har angivet et nedre og øvre skøn fra Fankhauser på hhv. 15 DKK og 100 DKK/ton CO₂. Det fremgår af tabel 2 i Fankhauser (1994: 176) at der indenfor modellens rammer er højst 5 % sandsynlighed for at disse skøn vil være rigtige. Det er Fankhauser's middelværdi (45 DKK/ton CO₂) som Finansministeriet anvender som sit nedre skøn.

6.2.3 Nordhaus

Nordhaus' arbejder, som er citeret af Finansministeriet, er af ældre dato, fra begyndelsen af 1990'erne, og baserer sig på DICE-modellen (Nordhaus, 1991). Det er en forholdsvis simpel model, som imidlertid tiltrak sig interesse fordi den var et af de første forsøg på overhovedet

¹¹ Omregning mellem 1 tons kulstof og 1 tons CO₂.

at beregne skadesomkostninger ved udledning af drivhusgasser. I USA stod Nordhaus' arbejder i modsætning til resultater opnået af William Cline. Nordhaus kom frem til moderate skadesomkostninger (7-16 US\$/tC), mens Cline med anvendelse af en diskonteringsrate på nul kom frem til skadesomkostninger på op til 167 US\$/tC for 1991-2000.

Nordhaus' model er bl.a. blevet kritiseret for ikke at tillade brændsels substitution, og at en reduktion i CO₂-udslip derfor er operationaliseret som en nedgang i energiforbrug og produktion. Desuden antages det at markedet agerer rationelt, hvilket vil sige at det store energispild i de tidligere og nuværende planøkonomier ikke er reflekteret. Modellen er på denne baggrund blevet karakteriseret som 'næsten værdiløs' for praktisk klimapolitik (Barker, 1996).

De i Finansministeriet citerede resultater fra Nordhaus stammer fra en tabel i klimapanelets rapport, jf. IPCC, 1995 p. 215. Den samme tabel findes også i artiklen af Fankhauser and Tol (1995) som Finansministeriet citerer.

Nordhaus har publiceret nye beregninger siden klimapanelets rapport. Disse er bl.a. udført på RICE, som er en regionaliseret version af DICE. De er publiceret i Nordhaus and Boyer (2000) og angiver skadesomkostninger i intervallet 6-15 US\$/tC i perioden frem til 2030, altså på nogenlunde samme niveau som de første beregninger.

6.3 Implikationer af IPCC's tredje assessment

FN's klimapanel, IPCC, udgav i foråret 2001 sin tredje vurderingsrapport (IPCC, 2001) - dette var omtrent samtidigt med Finansministeriets rapport. Den tredje vurderingsrapport gik ikke så detaljeret ind i vurderinger af skadesomkostninger ved udslip af CO₂, som den ovenfor citerede anden vurderingsrapport. Ifølge oplysninger fra medlemmer af panelet skyldtes dette en udbredt misfornøjelse med pålideligheden af de beregnede tal. Om opgørelse af skadesomkostninger pr. tons CO₂ hedder det således i den nye vurderingsrapport:

Aggregating intertemporal impacts into a single indicator is extremely difficult, perhaps elusive. The marginal damages caused by 1 tonnes of CO₂ emissions in the near future were estimated in the SAR at US\$5-125/tC. Most estimates are in the lower part of that range; higher estimates occur only through the combination of high vulnerability with a low discount rate (see Pearce et al., 1996). Plambeck and Hope (1996), Eyre et al. (1997) and Tol (1999a) have since reassessed the marginal costs of greenhouse gas emissions. Performing extensive sensitivity and uncertainty analyses, they arrive at essentially the same range of numbers as Pearce et al. (1996). In the complex dynamics that determine marginal damage costs, the more optimistic estimates of market damages used in recent studies are balanced out by other factors such as higher non-market impacts and a better capture of uncertainties. Overall, the Second Assessment Report (IPCC, 1995) still is a good reflection of our understanding of marginal damage costs; our confidence in marginal damage numbers remains very low. (IPCC; 2001:943).

Klimapanelet understreger, at de mest alvorlige konsekvenser af klimaforandringerne vil optræde i fremtiden. Det gælder bl.a. mulighe-

den for ændringer i den termo-haline cirkulation i Nordatlanten og risikoen for at den vest-antarktiske iskappe smelter. Resultatet af policy-analyser er derfor følsomme overfor hvilken vægt der lægges på begivenheder som optræder i en fjern fremtid. Det gælder især valget af tidshorisont og diskonteringsrate. Panelet anfører, at estimater for den marginale skade af CO₂ kan variere med en faktor 10 grundet forskellige antagelser om diskonteringsraten. Dette gør diskonteringsraten til den næstvigtigste parameter i opgørelsen af de marginale omkostninger. Den vigtigste er angiveligt graden af samarbejde om at reducere udslippene (IPCC, 2001: 945).

6.4 Opsummering: Vurdering af vidensbehov

Som alternativ til de marginale skadesomkostninger er det foreslået at anvende de marginale bekæmpelsesomkostninger - dvs. den marginale pris for at opfylde den danske målsætning under Kyoto-aftalen (benævnes også *avoidance-cost* tilgangen). Regeringen skønner, under hensyn til den forventede prisdannelse på markedet for CO₂-kvoter, at den marginale pris vil udgøre 120 DKK/ton CO₂. Denne pris kan anvendes som afskæringspris ved vurdering af hvilke projekter som skal fremmes som led i Danmarks opfyldelse af Kyoto-aftalen.

David Pearce kritiserer en sådan tilgang i et af sine nyeste arbejder. Det er udtryk for en *cost-effectiveness* tilgang, hvor der ikke sættes spørgsmålstegn ved selve målsætningen: "Cost-effectiveness cannot answer the question: how much should we abate? It can only answer the question: which of several competing policies should be chosen, given that we must choose one or other of those policies" (Pearce, 2002:1).

Såfremt *avoidance-cost* tilgangen anvendes i en *cost-benefit* analyse vil faktiske omkostninger blive vurderet overfor - faktiske omkostninger. Der er tale om en uheldig cirkelslutning.

Givet at det er vanskeligt at opgøre skadesomkostningerne for den marginale udledning vil det være interessant at søge at afdække *præferencerne* for at bidrage til reduktion af CO₂. En undersøgelse bør tilrettelægges, således at respondenterne informeres både om klimaforandringerne og om de anslåede skader på kortere og længere tid. Respondenterne må sammeneveje de forskellige usikkerheder og afgive oplysning om deres betalingsvillighed. En eventuel risikoaversion, som ikke er reflekteret i skadesomkostningstilgangen, må antages at være integreret i de individuelle præferencer. En sådan betalingsvillighedstilgang vil være forskningsmæssigt innovativ, da der hidtil ikke er udført sådanne studier relateret til drivhusgasser.

7 Enhedspriser for økosystembenefits

7.1 Grundlag og formål

Formålet med dette kapitel er at afdække det nuværende vidensgrundlag for beregningspriser for miljø- og naturgoder eller såkaldte økosystembenefits. Økonomisk værdisætning af miljø- og naturgoder har i en årrække været anvendt til at vurdere erstatninger for miljøskader i USA. I den forbindelse sikrer særlige miljølove at samfundet kompenseres ved skader på miljøressourcer. I Danmark findes et begrænset men stigende antal af analyser/projektvurderinger, der anvender beregningspriser for miljø- og naturgoder (fx Anthon og Thorsen 2002, Dubgaard et al. 2002b, Hasler et al. 2002). Der er dog ikke endnu udviklet tilstrækkeligt konsistente beregningspriser.

Den langsigtede målsætning er at der udvikles et sæt af enhedspriser med særlig fokus på naturområdet og økosystembenefits.

Enhedspriserne skal kunne anvendes både ved vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af forurening og lignende, fx tab af rekreativ værdi, biodiversitet mv. Her er forbindelsen til ExternE-metoden tydelig – også disse miljøøkonomiske værdiansættelser er en del af grundlaget for ExternE-metoden. Derudover har enhedspriser på dette område en selvstændig rolle i relation til vurdering af en række tiltag indenfor naturpolitikken. To afsluttende cases illustrerer dette.

7.2 Beregningspriser for natur- og miljøgoder

7.2.1 Biodiversitet

Biodiversitet kan fx kategoriseres efter hierarkisk biologisk organisering: gener, arter samt økosystemer. Genetisk diversitet refererer til summen af genetisk information, der rummes i planter, dyr og mikroorganismer. En anden udbredt måde at karakterisere biodiversitet afspejles i summen af artsforskellighed. Økosystemdiversitet refererer til variationen i habitater, biotiske samfund eller økologiske processer. Den kan beskrives på forskellige niveauer: funktionsbestemt diversitet, biologiske samfund samt landskabsdiversitet. Sammenhængen mellem biodiversitet og økosystemers funktionalitet er et centralt emne i litteraturen. En række komparative studier har forsøgt at illustrere hvilken betydning marginale ændringer af økosystemer har på produktivitet, omsætningshastigheder og modstandskraft overfor forstyrrelser (MacGillivray et al., 1995 og Grime et al., 1997). Det er derfor vigtigt at man forud for gennemførelse af et værdisætningsstudie, forsøger at beskrive/karakterisere de elementer af biodiversitet, som ønskes værdisat.

Tabel 7.1 viser eksempler på værdisætningsstudier der refererer til vidt forskellige niveauer og elementer af biodiversitet.

Tabel 7.1 Værdisætning af biodiversitet. Forkortelser: CVM (Contingent Valuation), TCM (Travel Cost Method), PF (Production Function). Priser er ikke indeksreguleret. Hvor ikke andet er angivet, er betalingsvilligheden angivet som et engangsbeløb.

Objekt	Studie, Land, Forfatter	Metode	Værdier
Enkelt arter	Big Horn, USA (Boyle & Bishop 1987)	CVM	USD5-126/person
	Ulv, Sverige (Boman & Bostedt 1997)	CVM	SEK700-900 /person
	Hvaler (Loomis et al. 2000)	TCM	USD 43-50 /person/besøgsdag
	Odderbeskyttelse i England	CVM	£12/person
Mange arter	Truede og sjældne arter, USA (Hageman 1985)	CVM	USD18-20 /person/år
	Beskyttelse af 300 arter, Sverige (Johansson 1989)		USD 213/person
Habitat (ikke-brugsværdier)	Beskyttelse af Nadgee Nature Reserve, Australien (Bennett 1984)	CVM	AU\$20 /person
	Naturgenopretning af flodlejesystem i Skotland (Kenyon & Nevin 2001)	CVM	£10/person
Habitat (rekreation)	Rekreation i Flanderske skove, Belgien (Moons 1999)	TCM	USD23/person/tur
	Habitatbeskyttelse i national park i England (White & Lovett 1999)	CVM	£3-110/person/år
	Turisme i Ecuador (WTO 1997)	Indtægt	USD23 mio/år
Økosystem funktioner	Wetland, Sverige (Turner et al. 1995)	PF	USD1.2 mio*
	Water ecosystem, USA (Ribaud 1989)	PF	USD4.4 mia.*
	Kulstofbinding i landbrugsjorde (Antle et al. 2001)		USD12-500/ton C

*Estimatet omfatter det pågældende projektområde.

7.2.2 Diversitet på økosystemniveau

Der eksisterer mange udenlandske eksempler på værdisætning af biodiversitet (se fx Pearce og Moran 1994, der præsenterer 52 studier). Størstedelen af de internationale studier, der anvender den betingede værdisætningsmetode til at bestemme værdien af et økosystems biodiversitet, fokuserer på ikke-brugsværdier der er relateret til den ikke udnyttede rekreative værdi eller eksistensværdien af biodiversitetsbeskyttelse (fx Bennett 1984, Richer 1995, Silberman et al. 1992, Bate-man et al. 1992, Hoehn og Loomis 1993). En umiddelbar forklaring på det er vanskelighederne ved at værdisætte noget så abstrakt som økosystemdiversitet (Hanley et al. 1995).

Oskam og Slangen (1998) har i et hollandsk case studie opgjort betalingsvilligheden for biodiversitet i forbindelse med oprettelsen af nye beskyttelsesområder til 500 hollandske gylden pr. hektar årligt svarende til ca. 1.600 danske DKK pr. hektar årligt. Dette resultatet knytter sig til værdisætningsundersøgelser af gevinsterne ved implementeringen af programmet "Ecological Main Structure" i Holland. Der er tale om et program, som omfatter landskaber med en særlig biologisk betydning, og hvor landbrug er den primære aktivitet. Resultatet knytter sig alene til en marginal ændring svarende til 10% af det samlede hollandske landbrugsareal. Man bør være opmærksom på at hektar prisen afhænger af områdets størrelse.

Der er ikke gennemført værdisætningsundersøgelser af biodiversitetens eksistensværdi i Danmark. Derfor vil det i forbindelse med en eventuel overførsel af udenlandske estimater til danske forhold være relevant at inddrage undersøgelser i lande med natur- og samfundsforhold, der er sammenlignelige med danske forhold. Dubgaard et al. (2002b) overfører således benefit-estimater fra to britiske lokaliteter (Willis et al. 1995). Der er dog tale om en relativ simpel overførsel og forklaringsgraden og den statistiske validitet må antages at være ringe (jf. Desvougues et al. 1992, Brouwer 2000).

Ønsker man at værdisætte et så abstrakt begreb som et økosystems biodiversitetsværdi ved brug af den betingede værdisætningsmetode risikerer man at spørgsmålet bliver så hypotetisk at det afslørede estimat er uanvendeligt eller at antallet af protestsvar øges markant. Derfor anvendes ofte alternative metoder som fx alternativomkostningsmetoden eller dosis-respons til den betingede værdisætningsmetode, hvor det er værdien af ændringer i produktionsfunktioner der bestemmes. Udlægningen af våde enge kan således prissættes ud fra de årlige omkostninger et sådan tiltag medfører (SJFI 2000). Tilsvarende undersøgelser er foretaget i Sverige (Andreasson-Gren 1991). Rambøll (2002) estimerer de nuværende og fremtidige omkostninger ved naturpleje i Natura 2000 områder, hvor Danmark i kraft af Fuglebeskyttelsesdirektivet og Habitatdirektivet er forpligtiget til at sikre gunstig bevaringsstatus – det vil blandt andet sige en eller anden form for ekstensiv drift/pleje af naturarealer til sikring af naturværdier. Analysen viser at det med et ensartet plejebæbehov på samtlige 254 Natura 2000 områder i Danmark (i alt ca. 310.000 ha) årligt vil koste 400-600 DKK pr. ha. Det anføres dog at omkostningerne kan være betydeligt højere på arealer, der kræver en ekstra plejindsats for at opnå en gunstig status. Skønnede enhedspriser for habitattyper og forskellige plejebæbehov er angivet i rapportens bilag 6.4.

Ofte opgøres alternativomkostningen ved ekstensivering eller ophør af landbrugsdrift ud fra jordrentetabet. Dubgaard og Mortensen (2000) beregner landsgennemsnittet for jordrentetabet på sandjord ved bortfald af pesticider og reduceret kvælstofanvendelse til 2.150 DKK pr. ha pr. år, inklusive EU tilskud. Alternativt kan omkostningerne prissættes ud fra ændringer i jordprisen. Abildtrup (2000) bad således en landinspektør vurdere ændringerne i handelsprisen ved etablering af våde områder, engarealer og naturarealer. I gennemsnit er prisen i 19 projekter vurderet til 45.000 DKK pr. ha før omlægning. Set som gennemsnit for alle de undersøgte projekter, bliver det vægtede gennemsnitlige værditab på ca. 31.900 DKK pr. ha, eksklusiv handelsomkostninger (tabel 7.2).

Tabel 7.2 Oversigt over forventet jordværdi før og efter omlægning til vådområde (Abildtrup 2000).

	Antal Bedrifter	Pris (DKK/ha)	Laveste (DKK/ha)	Højeste (DKK/ha)
Anslået værdi før omlægning				
	23	62.000	40.000	100.000
	5	61.500	42.500	80.000
	17	33.900	17.500	50.000
	13	18.000	8.000	25.000
Vægtet gennemsnit				
	19	45.000		
Anslået værdi før omlægning				
Sø	17	11.600	5.000	40.000
Natur	8	12.900	8.000	25.000
Eng og naturarealer (uspecificeret)	8	20.800	7.500	40.000
Eng	13	25.200	15.000	36.400
Tør eng	9	27.700	15.000	40.000
Våd eng	8	21.800	11.000	32.500
Vægtet gennemsnit				
	19	15.600		
Gennemsnitlig direkte tab før anlægs- omkostninger				
	24	31.900		

Jordrentetabet ved ekstensivering af skovdrift i forbindelse med udlægning af urørt skov og konvertering til naturnære skovdriftsformer er estimeret i Strange (2000) og Thorsen og Strange (2000). Den gennemsnitlige beregningspris/nutidsomkostning for udlægning af urørte løvskove varierer mellem 17.000 og 194.000 DKK pr. ha, og for nåleskovene mellem -10.000 og 29.000 DKK pr. ha. ved en rentefod på 2%. Endvidere vurderes det at ophører man med at bruge pesticider kan der opstå omkostninger i form af især forlængede kulturfaser og reducerede bevoksningskvotienter. Analyserne viser, at selv beskedne forlængelser og reduktioner af bevoksningskvotienter vil indebære betydelige tab i størrelsesordenen 10.000 DKK pr. ha. I begge pris-sætningsstudier er beregningsprisen baseret på en driftsøkonomisk analyse og ikke en velfærdsøkonomisk jf. Møller et al. (2000).

Som led i Wilhjelmudvalgets (2001a) arbejde forsøgte det at give en oversigt over mulige gevinster ved forskellige initiativer. Gevinsterne er opdelt i primære og sekundære. For de primære var der yderligere en opdeling i generelle gevinster og effekt-gevinster. For de sekundære var der en opdeling i henholdsvis markedsomsatte og ikke-markedsomsatte gevinster. Tabel 7.3 skitserer udvalgte gevinster for 6 af de 22 samlede gevinst-beskrevne anbefalinger. Det drejer sig navnlig om de gevinster der knytter sig til sikring af naturskov, biodiversitetsskov, skovbrugets omlægning til naturnær skovdrift, etablering af nationale naturområder, forøgelse af arealet med vandløbsnære engarealer samt natur i fri dynamik.

Tabel 7.3 Primære og sekundære gevinster for gevinst-beskrivne anbefalinger (efter Wilhjelmudvalget 2001a).

	Primære gevinster	Sekundære gevinster
Sikring af naturskov	<p>Generelle gevinster: <u>Sikring</u> af diversitet af tempererede skove på internationalt plan. <u>Sikring</u> af uerstattelige skovøkosystemer. <u>Sikring</u> af bredt genetisk grundlag</p> <p>Effekt-gevinster: Overlevelseschancer for rødlistearter forventes øget. Bred genetisk pulje øger tilpasning til økosystemforandringer som følge af klimaændringer</p>	<p>Markedsomsatte gevinster: Ingen nævnte</p> <p>Ikke-markedsomsatte gevinster: <u>Optionsværdi</u> ved at sikre den fremtidige brugsværdi af naturområdet og muligheden for at <u>genopbygge</u> skove med genetisk hjemmehørende træarter</p>
Biodiversitetsskov (urørt skov, skov med gamle driftsformer og tilgroningsskov)	<p>Generelle gevinster: <u>Sikring</u> af diversitet og hydrologi i urørte skove</p> <p>Effekt-gevinster: Overlevelseschancer for fugtighedskrævende arter. Urørt skov med til at sikre arter, der er knyttet til dødt ved og skove i uforstyrrede udviklingsforløb. Kan være med til at sikre økosystemer og <u>genskabe</u> økologiske processer</p>	<p>Markedsomsatte gevinster: Mulig værdiforøgelse af jagt i og omkring biodiversitetsskovene</p> <p>Ikke-markedsomsatte gevinster: <u>Rekreationsværdien</u> kan være større, dog kan der være problemer i forhold til friluftslivet. De forskellige former for biodiversitetsskov er vigtige i forbindelse med sikring af <u>grundvand</u>. Som følge af den større grad af tørvedannelse i den urørte skov finder en <u>større CO₂-binding</u> sted.</p>
Skovbruget omlægges til naturnær og bæredygtig drift	<p>Generelle gevinster: Ved at <u>efterligne skovens naturlige strukturer, processer og mønstre</u> som fx naturlig foryngelse og naturlig uddifferentiering, samt ved at undgå indgreb som skader skovens klima, jordbund og biodiversitet ved fx begrænsning af renafrifter, ingen brug af pesticider, større kontinuitet i skovdække og ingen eller kun ringe brug af jordbearbejdning, skabes forhold, der i langt højere grad end i det ordnede skovbrug tilgodeser skovens økosystem med dets mangfoldighed af processer.</p> <p>Effekt-gevinster: (som ovenfor beskrevne anbefalinger)</p>	<p>Markedsomsatte gevinster: Mulig værdiforøgelse af jagt i og omkring skovene Forbud mod brug af pesticider vil medføre en øget beskyttelse af grundvand og vandløb.</p> <p>Ikke-markedsomsatte gevinster: Ved at undgå store renafrifter <u>undgå</u> store pludselige <u>udvaskninger af næringsstoffer</u> til grundvand og vandløb. <u>Jordbundsforuring</u> formindskes ved at dyrke blandskov. <u>Større CO₂-binding</u></p>
Etablering af natioante naturområder	<p>Generelle gevinster: Skabelsen af nationale naturområder vil give rum for naturlig dynamik og give biodiversiteten forbedrede vilkår. Vil give naturen større robusthed.</p> <p>Effekt-gevinster: Vil rumme <u>flere arter</u> og <u>større bestande</u> end mindre usammenhængende naturområder. Giver mulighed for pladskrævende arter. Vil fungere som kildeområde hvorfra arter kan sprede sig.</p>	<p>Markedsomsatte gevinster: Værdiforøgelse ved øget international turisme. Mulig værdiforøgelse af jagt i og/eller omkring området. Grundvandsressourcerne under de nationale naturområder vil beskyttes betydeligt, idet gødskning og sprøjtning ikke eller kun i begrænset omfang vil foregå.</p> <p>Ikke-markedsomsatte gevinster: Forøgede rekreative værdier.</p>
Forøgelse af arealet med vandløbsnære engarealer	<p>Generelle gevinster: Skabe <u>økologiske korridorer</u> og øge spredningsveje. Vil forbedre vandløbenes <u>selvrensende</u> effekt.</p> <p>Effekt-gevinster: En forøgelse og sikring af arter knyttet til sådanne levesteder, fx padder.</p>	<p>Markedsomsatte gevinster: Mulighed for værdiforøgelse af lystfiskeri. Værdiforøgelse ved øget international turisme. Mulig værdiforøgelse af jagt i og/eller omkring området.</p> <p>Ikke-markedsomsatte gevinster: Fjernelse og binding af næringsstoffer. Forbedret grundvandsbeskyttelse under de pågældende områder.</p>
Natur i fri dynamik	<p>Generelle gevinster: Understøtte de økologiske processer. Ved at udlægge arealer til fri dynamik forbedres forbindelsen mellem økologiske delprocesser.</p> <p>Effekt-gevinster: Forbedrede levevilkår for arter</p>	<p>Markedsomsatte gevinster: Mulig værdiforøgelse af jagt.</p> <p>Ikke-markedsomsatte gevinster: Har et rekreativt potentiale. Større <u>CO₂-binding</u></p>

7.2.3 Jagt

Internationalt findes der relativt få studier om økonomiske aspekter af jagt. Jordan og Workman (1989) samt Bodmer et al. (1994) præsenterer case-studier af den direkte nytte, der tilflyder både de jordejere der opkræver jagtleje og jægerne selv. En række mere avancerede studier inkluderer Standiford og Howitt (1992; 1993) og til en vis grad Gorenzel et al. (1991). Førstnævnte estimerer produktionsfunktioner for græsningsarealer, der producerer både foder, tømmer og jagtmuligheder. De empiriske modeller er efterfølgende brugt til at optimere produktionen af kvæg og/eller egetræer og det deraf afledte jagtudbytte. Lignende resultater findes hos Gorenzel et al. (1991).

Vildtets værdi for jægerne udtrykkes på et egentligt marked gennem prisen på jagtleje. Den enkelte jagttrettighed er imidlertid et unikt produkt i sig selv. Jagtlejen afspejler pågældende produkts attributter, fx vildtarter, tilgængelighed, lokaliteter, afstand til byer og hav. Derudover afspejler jagtlejen aspekter ved jægerne, fx alder og køn. Disse forhold gør det samtidig muligt at estimere såvel samfundsøkonomiske værdier af jagten – relevant for samfundets politiske processer, samt modeller med større karakter af prissætningsfunktioner, produktionsfunktioner mv. Der eksisterer på nuværende tidspunkt ikke værdisætningsundersøgelser eller tilstrækkeligt datagrundlag til at estimere en efterspørgselsfunktion for adgang til jagt. Derfor baseres beregningerne i litteraturen sig som regel på summen af et øget producentoverskud ved jagtudlejning. Den øgede jagtlejeværdi (producentoverskud) vurderes ud fra de enkelte arealers karakteristik som jagtarealer, den lokale efterspørgsel på jagt samt eventuelle restriktioners betydning for udlejningsprisen. Den samlede velfærdsændring beregnes som ændringen i både konsument- og producentoverskud. I Skjernå-projektet vurderer Skov- og Naturstyrelsen at jagtlejeværdien vil stige fra ca. 200 DKK/ha/år til omkring 600 DKK/ha/år (Dubgaard et al. 2002b). Erstatningsbeløb der udbetales i forbindelse med udstedelse af jagtforbud er også blevet brugt som surrogatværdi for jagtudøvernes mistede konsumentoverskud (KOFÉ 1998). Jagtlejen i skove varierer i mellem 300 og 900 DKK/ha/år (Dansk Skovforening 2001, Meilby et al. 2002) og er betydeligt større end jagtleje på åben mark.

Meilby et al. (2002) analyserer med baggrund i det private skovbrugs regnskabsoversigter jagtlejens betydning og variation i Danmark i perioden 1994-2000. Der er betydelige forskelle på jagtlejens niveau mellem regioner i Danmark. Gennemsnitsprisen på Fyn er den højeste, herefter følger de østlige øer og sidst Jylland. Herudover viser analysen at der er en klar positiv sammenhæng andelen af løvtræ, jordenes frodighed/produktivitet, og jagtlejen. Datamaterialet rummer dog ingen mulighed for at vurdere den marginale værdiforøgelse af ændret jordanvendelse, fx skovrejsning på landbrugsjord.

Jægerforbundet, FSL og DMU igangsætter i 2003 et projekt om dyrelivets betydning for samfundsøkonomien, skovbrugets økonomi, befolkningen og jægerne.

7.2.4 Rekreative værdier

I to repræsentative præference-undersøgelser, gennemført ved Forskningscenter for Skov & Landskab (FSL) i 1978 og 1994 (Koch og Jensen 1988, Jensen og Koch 1997, Jensen 1999), dokumenteres et omfattende materiale om befolkningens ønsker til skovenes udformning og oplevelses-muligheder.

Dubgaard (2001) undersøgte betalingsvilligheden blandt interviewede besøgende i Vestskoven lidt uden for København. Undersøgelsen viste at betalingsvilligheden i gennemsnit er ca. 300 DKK for et årskort. Med 68.000 personer om året (der sammenlagt aflægger skoven knap 600.000 besøg), vurderes den samlede rekreative værdi således at være ca. 20 mio. DKK pr. år, svarende til 18.000 DKK pr. ha om året. Dubgaard (1998) undersøgte befolkningens årlige betalingsvillighed for at kunne benytte landets samlede skovareal til friluftsmål. Den gennemsnitlige årlige betalingsvillighed pr. person mellem 15 og 76 år for en hypotetisk tilladelse til at benytte alle danske skove til friluftsmål blev beregnet til 128 DKK. I en værdisætningsundersøgelse af Tokkekøb Hegn er der fundet en betalingsvilje på 4.500 DKK/ha/år (Bjørner et al. 2000). Et sådan gennemsnitsestimat er følsomt overfor størrelsen af det værdisatte skovområde.

Linddal og Jensen (1991) benyttede betinget værdisætning til at estimere den årlige velfærdsøkonomiske værdi af mulighederne for friluftsliv i tilknytning til naturområdet Vestamager. De anslår at den samlede værdi i 1991 er 6 mio. DKK svarende til ca. 3.000 DKK/ha pr. år.

Dubgaard (1996) anvender betinget værdisætning til at beregne den gennemsnitlige betalingsvillighed for Mols Bjerge. Undersøgelsen viser at resultaterne afhænger meget af spørgemetode. Anvendes "open-ended", dvs. man beder respondenterne om at give et bud var den gennemsnitlige betalingsvillighed 44 DKK. Bruges der i stedet 'dichotomous choice', hvor man kan vælge mellem forskellige bud var den gennemsnitlige betalingsvillighed 71 DKK. Det antages at området årligt besøges af 130.000, hvilket resulterer i en samlet betalingsvillighed på mellem 4 og 8 mio. DKK i 1996 priser. Fratrækkes de årlige naturplejemkostninger er det samfundsmæssige overskud beregnet til mellem 3 og 6 mio. DKK, svarende til mellem 800 og 2.400 DKK pr. ha.

Husprisundersøgelserne er også anvendt til at undersøge sammenhængen mellem huspriser og søudsigt og nærhed til gammel skov (Hasler et al. 2002). Huse med søudsigt havde i gennemsnit en merpris på 125.000 DKK i forhold til huse uden søudsigt. Der er dog betydelig variation mellem de undersøgte byer. For de byer, hvor søudsigt havde en markant betydning for husprisen, udgjorde den 13-24 % af den gennemsnitlige huspris i byen. Også huse med beliggenhed tæt på skov havde en markant merpris. Således handles huse 100 meter fra Tokkekøb Hegn i Allerød for 300.000 DKK mere end huse, der ligger 500 meter derfra. Den samlede brugsværdi af Tokkekøb Hegn, der alene afspejles i huspriserne er beregnet til 163 mio. DKK, svarende til 7.500 DKK/ha/år. Tilsvarende estimater for Esbjerg viser dog kun forskelle i huspriser på omkring 60.000 DKK (Hasler et al.

2002). For Gjesing Plantage i Esbjerg er denne beregnet til i alt 80 mio.DKK, svarende til 32.000 DKK/ha/år.

Ovenstående resultater siger noget om, at den velfærdsøkonomiske værdi af rekreation er betydelig, men den siger ikke meget om værdien af marginale ændringer i rekreationstilbuddet i forbindelse med fx skovrejsning eller overgang til naturnært skovbrug. Resultatet refererer nemlig til det samlede konsumentoverskud fra rekreation og siger ikke umiddelbart noget om den marginale værdi af skov som rekreationstilbud.

Hasler et al. (2002) samt Anthon og Thorsen (2002) kvantificerer for første gang i Danmark marginale samfundsmæssige værdiændringer af et øget udbud af skov. Når der plantes bynær skov, får det betydning for boligområderne i de nye skovs nærhed, hvor beboerne får en daglig mulighed for en tæt kontakt med skoven og let adgang til at benytte dennes tilbud om naturoplevelser, fred og ro og meget andet. Hasler et al. (2002) fandt at huspriserne reagerer på beslutningen om at ville rejse skov. I forbindelse med skovrejsningsprojektet Drastrup Skov nær Ålborg steg huspriserne ca. 130.000 ved vedtagelsen af projektet, og altså før beplantningen var påbegyndt. Det konkluderes, at huse, der blev solgt i perioden 1991-95, var 103.000 DKK dyrere end i perioden 1985-1990, mens merprisen fra 1996 og frem har været på 237.000 DKK.

Denne stigning er langt højere end de stigninger Damgaard et al. (2001) selv finder for fx værdien af nærhed til såkaldte modne skove. Stigningen er også betydeligt større end det resultat der er lavet i andre husprisprojekter i Danmark.

I Anthon og Thorsen (2002) viser husprisundersøgelsen at den samlede betalingsvilje (opgjort som merprisen på et hus) for at bo i nærheden af to undersøgte skovrejsningsprojekter True Skov og Vemmelev Skov er henholdsvis 35 mio. DKK og 9 mio. DKK. Interviewene viser at beboerne i begge områder er glade for skoven, men at beboerne ved True Skov benytter skoven oftere og er langt gladere for den end beboerne ved Vemmelev Skov. Den stores værdiforskel skyldes primært at antallet af huse i området er næsten dobbelt så stort i True (977 stk.) som i Vemmelev (500 stk.) Der kan dog også være andre forhold, der resulterer i en højere betalingsvilje for True Skov, fx en forskel i husstandsindkomst mellem de to områder (Anthon og Thorsen 2002). Analysen viser at prisen på et hus i nærheden af et skovrejsningsprojekt kan stige med helt op til 10 %. Værdien af skovrejsningsprojektet afhænger af antallet af bebyggelser og deres afstand til projektet.

Anthon og Thorsen (2002) mener at den store forskel mellem resultaterne i undersøgelserne kan forklares ved forekomsten af et 'omitted variable bias' i Drastrup analysen - det vil sige at en central variabel, der korrelerer med miljøvariablen, er udeladt. Samtidig med at Drastrup projektet blev gennemført, byggede man en ny vej fra Ålborg til Nibe til aflastning for den stærkt trafikerede vej der gennemskærer byområdet ved Drastrup. Den nye vejs indvielse faldt tidsmæssigt sammen med skovrejsningen. Hasler et al. (2002) diskuterer ligeledes betydningen af Ny Nibevej og konkluderer at placeringen

kan have påvirket priserne positivt og at Drastrupprojektets estimerede effekt på huspriserne kan være overvurderet. Det er dog ikke muligt at be- eller afkræfte gennem den udførte husprisundersøgelse. Herudover diskuteres betydningen af deflatering og prisspring. Hasler et al. (2002) vurderer at der i datasættet over skovnære huse i Hillerød, Allerød, Haslev og Esbjerg findes en trend, der viser, at husene har haft en merpris i 1990'erne, der ikke forklares af modellen. Denne merpris er af størrelsesordenen 8% eller 80.000 DKK.

Det er dog vigtigt at pointere at husprismetoden ikke bestemmer den fulde velfærdsøkonomiske værdi, men kun den værdi som lokale beboere lader komme til udtryk gennem den konstaterede merpris, de er villige til at betale for et hus i skovens nærhed. Aakerlund (2000) anvender den betingede værdisætningsmetode contingent ranking til en analyse af danskernes præferencer for skovkarakteristika og betalingsvillighed for at øge løvtræandelen i de danske skove. Betalingsvilligheden estimeres til mellem 190 og 1000 DKK pr. hestand for forøgelse af løvtræandelen med 5-15%.

Tabel 7.4 viser en oversigt over udvalgte danske værdisætningsstudier af skov og natur.

Tabel 7.4 Udvalgte danske værdisætningsstudier af skov- og naturområder.

Område	Pris	Kilde	Metode
Mols Bjerge	Årskort til 37-71 DKK/år. Samlet betalingsvilje 16.-48.000 DKK/ha	Dubgaard (1996)	Betinget værdisætningsmetode (Contingent valuation)
Danske skove	1200 DKK/ha 128 DKK/år	Dubgaard (1998)	Betinget værdisætningsmetode (Contingent valuation)
Vestskoven v. København	18.000 DKK/ha Årskort til 300 DKK/år	Dubgaard (2001)	Betinget værdisætningsmetode (Contingent valuation)
Tokkekøb Hegn v. Allerød	Årskort til 233-261 DKK/år 4.500 DKK/ha/år	Bjørner et al. (2000)	Betinget værdisætningsmetode (Contingent valuation)
Skovkarakt./ Løvtræ/nåletræ	190-1000 DKK pr. hestand for forøgelse af løvtræandelen med 5-15%.	Aakerlund (2000)	Betinget værdisætningsmetode (Contingent ranking)
Søudsigte Tokkekøb Hegn Gjesing Plant v. Esbjerg Drastrup v. Ålborg	125.000 DKK/hus 7.500 DKK/ha/år Merpris på 313.000 DKK/hus Merpris på 59.000 DKK/hus Merpris på 237.000 DKK/hus	Hasler et al. (2002)	Husprisundersøgelse
True Skov v. Århus Vemmelev v. Slagelse/Korsør	Merpris på op til 180.000 DKK/hus Merpris på op til 90.000 DKK/hus	Anthon og Thorsen (2002)	Husprisundersøgelse

7.2.5 Sundhed

Det er dokumenteret at der er en positiv helbreds-/sundhedsmæssig gevinst ved at have adgang eller udsigt til grønne områder (fx Ulrich 1984, Grahn og Sorte 1985, Kaplan og Kaplan 1989, Holm og Tvedt 1998). Udsigten til grønne områder kan have positiv indflydelse på helbredet. Ulrich (1984) fandt en tydelig sammenhæng mellem restitution efter en operation og udsigt til et grønt område. Patienter med udsigt kunne i gennemsnit udskrives knapt en dag tidligere, havde brug for mindre medicin og var gennemgående mere velafbalancerede. Ulrichs teori er, at det grønne område dels virkede beroligende og afstressende på patienterne, dels var kendt og hjemligt i forhold til hospitalsmiljøet. På den måde virkede udsigten som en kontakt til verden uden for hospitalet.

Når man er på arbejde, har udsigten især betydning for stressniveauet. Kaplan & Kaplan (1989) fandt at ansatte med udsigt til grønne områder, fx træer og blomster, var mere tilfredse og syntes deres job var mindre stressende end andre, der ikke kunne kigge ud eller kun kunne se bygninger fra deres vindue. Desuden rapporterede ansatte med naturudsigt om færre sygdomme og mindre hovedpine. Der eksisterer ingen danske økonomiske studier af sådanne gevinster.

7.2.6 Kulstofbinding

Skovrejsning eller skovbehandling kan i et vidt omfang føre til et netto-optag af CO₂. Larsen og Johansen (2002) estimerer med udgangspunkt i den nye skovtælling at der i perioden 1990-1999 er sket et nettooptag på 3901 Gg CO₂ pr. år i de danske skove. Beregningsprisen for CO₂-binding bør sammenlignes mellem alternative reduktionsmetoder. Herved kan det bindingen prissættes ud fra de omkostninger det enkelte alternativ medfører. Anthon (2002) vurderer den velfærdsøkonomiske pris på CO₂-lagring i skov ved 6% og 3% rente og for 3 forskellige scenarier:

1. Et mindre privat skovrejsningsområde. Der typisk foregår på mindre landbrugsejendomme, hvor der er et negativt driftsresultat for landbrugsdriften.
2. Et stort, statsligt, bynært skovrejsningsprojekt med fokus på rekreation
3. Et stort, statsligt skovrejsningsprojekt med fokus på forbedring af natur og miljø

I analysen inddrages værdien af jagt, rekreation, grundvand og indirekte miljøkonsekvenser i prissætningen. Inddrager man udelukkende nutidsværdien af skovdrift og tabt landbrugsproduktion er omkostningen pr. tons CO₂ ved 6% ca. 300, 811, 708 DKK for henholdsvis scenarium 1, 2 og 3. Inkluderes værdien af øgede jagtlejeindtægter, rekreative muligheder samt indirekte miljøkonsekvenser er omkostningen pr. tons CO₂ ca. 155,-1239, 169 DKK for henholdsvis scenarium 1, 2 og 3. De forholdsvise store omkostninger til opkøb af landbrugsjord til statslig skovrejsning er ikke indregnet da det ikke umiddelbart har nogle velfærdsøkonomiske konsekvenser, og udelukkende skal ses som en omfordeling af ressourcer.

Der henvises til kapitel 6, hvor der redegøres for en række andre eksisterende beregningspriser for CO₂-reduktion og den store usikkerhed i vidensgrundlaget, der gør det nødvendigt at operere med et forholdsvist bredt interval.

7.3 Case-studier

7.3.1 Skjern Å

Skjern Å projektet omfatter sammenlagt ca. 2.200 ha. I projektet genslynges de nederste 20 km af Skjern Å systemet mod Ringkøbing fjord, der laves en sø på ca. 160 ha, der anlægges flere udløb i fjorden, der med tiden kan udvikle sig til et delta, periodevis oversvømmelser af tilstødende vådområder fremmes ved at fjerne fysiske barrierer, og sidst overgår 1.550 ha til ekstensiv græsning. Dubgaard et al. (2002b) præsenterer en analyse af forventede samfundsmæssige fordele og omkostninger. Størstedelen af omkostningssiden udgøres af anlægsarbejdet samt jordrentetabet på de inddragede arealer. COWI (1998) har tidligere udført en cost-benefit analyse af samme projekt.

Omkostninger: Projektudgifterne fordeler sig over perioden 1991-2005 og udgør sammenlagt 145 mio. (ca. 66.000 DKK/ha) udtrykt i nutidskroner henført til år 2000 ved anvendelse af en rentefod på 3%. I forbindelse med projektet blev Kolbøl dambrug nedlagt i 1999, og omkostningen fastsættes ud fra en simuleret handelsværdi svarende til at dambruget besad 150 tons fodertilladelser á 12 DKK/kg (COWI 1998). Det samlede jordrentetab opgøres som værdien af de jorde, der alternativt skulle være braklagt jf. EU's hektarstøtteordning minus jordrenten ved ekstensiv græsning af de 1.550 ha. Størrelsen af jordrenten på de forskellige boniteter er fastsat ud fra beregninger, der bygger på regnskabstal fra driftsgrene (Schou et al. 2001). I det omfang netto udgifter der relaterer sig til kapitalsiden, fx bygninger eller maskiner, er inkluderet i jordrenten, kan jordrentetabet være underevalueret. Det vurderes at med den nuværende husdyrproduktion forhindrer braklægningen ikke landmændene i at opfylde harmonikrav. De beskæftigelsesmæssige konsekvenser er ikke kortlagt.

Benefits: Der spares årligt udgifter til pumpning. I forbindelse med projektet opkøbte staten større jordområder til at foretage jordbytningshandler. Det har givet landmændene i området en bedre arrondering og kortere afstand til markerne. Prissættelsen foretages ved at beregne den årlige transportbesparelse. Nedlæggelsen af dambruget fjerner udledningen af organisk materiale. Prissættelsen foretages ved at beregne alternativomkostningen ved at etablere et rensningsanlæg (jf. ovenfor). Der vil årligt kunne høstes tagrør fra 250 ha rørskov i projektområdet. Prissættelsen foretages ved at beregne det årlige nettodækningsbidrag ved høst og salg af tagrør. Omlægningen fra intensivt dyrket jord til sø- og græsarealer mv. medfører en betydelig reduktion i udledning af kvælstof, fosfor og okker. Prissætningen foretages ud fra alternativomkostningsmetoden. Kvælstofreduktionen prissættes ved brug af omkostningsestimater fra evalueringen af Vandmiljøplan II (SJFI 2000, DMU 2000), fosfor- og okkerreduktion ved etablering og drift af rensningsanlæg (COWI 1998). Den øgede vandstand i området forventes at reducere udledningen af drivhus-

gasser. Der er ikke foretaget nogen prissættelse. Det forventes, til trods for en reduktion af det tilgængelige jagtareal på 1.045 ha, at vildtforøgelsen i projektområdet samt tilstødende områder vil medføre at jagtværdien årligt vil blive ca. 470.000 DKK/år højere end tidligere.

Det forventes at projektet vil medføre betydelige forbedringer af lystfiskeriet. Værdisætningen af forbedret lystfiskeri baseres på overførsel af benefitestimer fra Toivonen et al. (2000). Der forefindes ingen estimer på betalingsvilligheden for projektets forbedring af lystfiskeriet. Dubgaard et al. (2002b) antager at 5.000 lystfiskere (COWI 1998) årligt benytter Skjern Å og at de i gennemsnit vil betale fra 550 til 921 DKK ekstra for adgang til fiskeri i åen efter projektets gennemførelse. Det giver en værdiforøgelse i intervallet 2.8 til 4.6 mio. DKK om året. Cost-benefit analysen konkluderer at nutidsværdien af velfærdsændringen ved en rentefod på 3% og 7% er henholdsvis 28 mio. DKK og -20 mio. DKK set over en 20-årig periode. Anvendes en uendelig tidshorisont er nutidsværdien for tilsvarende rentefodder henholdsvis 255 og 8 mio. DKK. Opgørelsen er vist i tabel 7.5.

Tabel 7.5 Anvendte omkostnings- og benefitestimater i Skjern å projektet set over en 20-årig periode (modificeret efter Dubgaard et al. 2002). Priser er eksklusive nettoafgiftsfaktor justering. Nutidsværdien er udregnet ved en rentefod på 3%.

	Nutidsværdi mio. DKK	Priser	Kilder
Projektudgifter	143,7		
Offentlig drift og vedligeholdelse	12,9		
Jordrentetab	44,8	1450-2850 DKK/ha, -170 DKK/ha (græsning)	Schou et al. (2001), Rude og Dubgaard (1987)
Nedlæggelse af dambrug	2,2	12 DKK/ kg fodertilladelse	COWI (1998)
Omkostninger i alt	203,6		
Udledningsophør dambrug	2,8	Initialt 1,3 mio. DKK samt 100.000 DKK/år	COWI (1998)
Sparede pumpeudgifter	6,0	356.000 DKK/år	COWI (1998)
Bedre arrondering	15,9	860.000 DKK/år	COWI (1998)
Tagrørsproduktion	4,6	1400 DKK/ha/år	COWI (1998)
Reduceret oversvømmelsesrisiko	0,5	30.000 DKK/år	
Kvælstofreduktion	20,3	5 DKK/kg N~1,1 mio. DKK/år	SJFI (2000)
Fosforreduktion	20,2	80 DKK/kg P~1,3 mio. DKK/år	COWI (1998)
Okkerreduktion	18,6	1.97 DKK/kg okker~1,3 mio. DKK/år	COWI (1998)
Forbedret jagt	7,0	200-400 DKK/ha	Oplysninger fra Skov- og Naturstyrelsen
Forbedret lystfiskeri	40,9	2,8-4,6 mio. DKK/år	Dubgaard et al. (2002b) modificeret efter Toivonen et al. (2000) og COWI (1998)
Rekreativ værdi	55,2	4 mio. DKK/år	Dubgaard (2002) modificeret efter Dubgaard (1996) – se afsnit 7.2.4
Biodiversitet, eksistensværdi	39,5	2,7 mio. DKK/år	Dubgaard (2002) baseret på lokalitetsestimater fra Willis et al. (1995,1996) – se afsnit 7.2.2
Benefits i alt	231,5		
Velfærdsændring, nutidsværdi	28		

7.3.2 Skovrejsning

Anthon og Thorsen gennemførte i 2002 en husprisanalyse af to skovrejsningsprojekter: True Skov ved Århus på 100 ha samt Vemmelev Skov mellem Korsør og Slagelse på 60 ha. Husprisundersøgelsen viser at den samlede merpris for at bo i nærheden af True Skov er 35 mio. DKK og for at bo i nærheden af Vemmelev Skov er den 9 mio. DKK. Resultatet af husprisundersøgelsen bruges til at udarbejde en samlet cost-benefit vurdering af projekterne. I vurderingen indgår udgifter til etablering af skovene, tabt indtjening på landbrug, indtjening på skovdrift, merværdi af jagt, drift af publikumsfaciliteter, rekreative værdier, reduceret nitrat til overfladevand, grundvandssikring, forbedring af biodiversitet, CO₂-lagring, samt reduktion af andre drivhusgasser end CO₂. Velfærdsændringerne og anvendte priser fremgår af tabel 7.6. Nutidsværdien af den samlede velfærdsændring beregnes til 29,5 mio. DKK, svarende til ca. 295.000 DKK/ha ved en rentefod på 7%. Den årlige annuitet (0,07*295.000 DKK/ha) beregnes til ca. 20.650 DKK/ha/år.

Tabel 7.6 Velfærdsændringen ved skovrejsningsprojektet True Skov. Usikre eller ikke-udnyttede værdier er angivet i parentes og er anden rekreation, reduceret nitratudvaskning til overfladevand. Den anvendte rentefod er 7% (modificeret efter Anthon og Thorsen 2002).

	Nutidsværdi mio. DKK	Priser	Kilder
Etablering	6,6		
Tabt indtjening fra landbruget	3,8	2666 DKK/ha/år	SJFI (2001)
Drift af publikumsfaciliteter	0,6	400 DKK/ha/år	Skov- og Naturstyrelsen (2002b)
Omkostninger i alt	11		
Skovdrift	0		
Rekreative værdier	34,6		Husprisstudie af Anthon og Thorsen (2002)
Anden rekreation	(0,4)	300 DKK/ha/år	25% af estimat i Dubgaard (1998)
Reduceret nitrat til overfladevand	(0,4)	76 DKK/ha/år	DMU (2000)
Forbedret jagt	(0,6)		
Grundvandssikring	(2,2)	1.515 DKK/ha/år 3 DKK/m ³	Miljø- og Energiministeriet (1997), Abildtrup og Strange (1999)
CO ₂ -binding	1,7	100 DKK/ton, 5.9 ton/ha/år	
Indirekte miljøkonsekvenser	0,5	CO ₂ ,CH ₄ ,N ₂ O: 198 DKK/ha/år SO ₂ ,NO _x ,NMVOC: 248 DKK/ha/år	Damgaard et al. (2001) efter Schleisner og Nielsen (1997)
Benefits i alt	40,4		
Velfærdsændring, nutidsværdi	29,5		

Resultaterne af husprisundersøgelsen af Drastrup-projektet er gennemgået ovenfor. Dubgaard et al. (2002a) har udarbejdet en samlet cost-benefit vurdering af projektet. Nutidsværdien af den samlede velfærdsændring beregnes ved en rentefod på 3 % til 160 mio. DKK,

svarende til ca. 178.000 DKK/ha. Den årlige annuitet er således ca. 5340 DKK/ha/år. Der er betydelige forskelle i godernes værdi i de enkelte projekter. I Damgaard et al. (2001) præsenteres en cost-benefit vurdering af skovrejsningsområdet ved Vollerup (159,8 ha) nord for Kalundborg. Den årlige velfærdsøkonomiske værdi ved en rentefod på 3% er beregnet til 173.500 DKK, svarende til en nutidsværdi på ca. 5,8 mio. DKK eller 36.191 ha. Analyserne anvender som hovedregel de samme kilder som grundlag, og de største forskelle afspejles i beregningen af friluftslivs- og rekreative værdier samt grundvandssikring. Beregningen af de rekreative værdier i Vollerup tager udgangspunkt i husprisundersøgelsen af Drastrup, halverer merprisprocenten ud fra den betragtning at skovprocenten og dermed udbudet af alternative friluftsmuligheder er halvt så stort. Hernæst er huspriserne i Kalundborg Kommune lavere end i Ålborg Kommune. Tilsvarende er antallet af huse i nærheden af skoven lavere i Vollerup.

7.4 Diskussion

Økonomisk værdisætning ved anvendelse af de markedsbaserede metoder, som rejseomkostnings- og husprismetoden, er generelt accepterede metoder. Ud over de indbyggede metodemæssige usikkerheder, som fx substitutionsforhold eller joint costs anses de for relativt pålidelige. Der er derimod stor videnskabelig diskussion om anvendelsen af den betingede værdisætningsmetode og valghandlingseksperimenter. En af årsagerne er, at respondenterne her stilles overfor et hypotetisk beslutningsproblem, og at det kan medføre hypotetiske tilbagemeldinger om betalingsvillighed/kompensationskrav. Undersøges brugsværdier, kan udsagnene i nogle tilfælde valideres med faktiske forbrugshandlinger, men måles der i stedet på eksistensværdien af miljøgodet, er det ikke muligt at sammenligne med den faktiske markedsadfærd. Anvendelsen af de to metoder forsvares ofte med at de er de eneste metoder, der er i stand til at opgøre eksistensværdien.

I forbindelse med værdisætning af biodiversitet henvises ofte til en værdisætning af eksistensværdien (fx Dubgaard et al. 2002a, Willis et al 1995). Der er der dog stor risiko for at værdisætningen i virkeligheden inkluderer en række andre værdier, fx brugs- og optionsværdier af rekreation. Det kan særligt være på tale når værdisætningen omfatter et økosystem, der i sagens natur producerer mange benefits (se tabel 7.3). I sådanne tilfælde er det mindre relevant at fokusere på bestemte typer af værdier som det ses i mange undersøgelser (se tabel 7.1). De beskrevne estimater er derfor behæftet med betydelige usikkerheder. Gennemgangen af anvendte priser på økosystem benefits i danske studier afspejler en hvis grad af inkonsistens, primært som følge af et for ringe datagrundlag. Yderligere studier kan forhåbentlig bidrage til grundlaget for beregningspriser for sådanne benefits. I den forbindelse er det væsentligt at fremtidige værdisætningsstudier gennemføres med tanke på, at der senere eventuelt kan udføres benefit transfer. Det kræver at datagrundlaget, modelantagelser, områdekarakteristika, relative priser, socioøkonomiske karakteristika er grundigt beskrevet. I et studie af Loomis (1992) testes det om benefit-funktionen kan overføres mellem stater i USA, og om overførslen af benefit funktioner inden for samme stat giver et bedre resultat end

overførelse af enhedsværdier. Resultaterne viser at overførelse af benefitfunktionen mellem stater ikke giver gyldige resultater. Derimod viser analysen at overførelse af en benefit-funktion inden for samme stat kun giver små afvigelser, og at afvigelse var betydeligt mindre end ved anvendelse af enhedsværdier. Fejlestimer ved overførelse af benefitestimer mindskes ved overførelse af funktioner eller enhedsværdier baseret på studier, hvor brugernes socioøkonomiske forhold og de kvalitative karakteristika af naturområderne i det område, funktionen er baseret på, og det nye område er nogenlunde ens. En overførelse af benefit-funktioner fra udenlandske studier til danske forhold vil sandsynligvis resultere i meget usikre resultater. Brouwer og Spanninks (1999) tester benefit transfer estimer med baggrund i betingede værdisætningstudier af biodiversitet på landbrugsarealer i Holland og finder at overførelse af lokalitetsestimater fejlestimerer med 27-36 % af værdien i de originale studier. Af samme størrelsesorden er overførelse vha. benefit transfer funktioner. Hasler et al. (2002) ser positivt på mulighederne for benefit transfer af huspriskfunktionen til andre bynære skove. Det påpeges dog at der kan være problemer forbundet med at overføre benefitfunktionen fra en type skov til en anden og fra en del af Danmark til en anden del, dels på grund af forskelle i skovkarakteristika, dels på grund af socioøkonomiske forskelle. Det vil desuden have betydning, hvad der er af andre rekreative muligheder i hhv. studie- og policyområdet, samtidig som tilstedeværelsen af negative attraktioner i området kan have betydning. Overførelse med huspriskfunktionen kræver således, at man som minimum har oplysninger om huspriserne i policyområdet, som man vil overføre resultatet til. Den geografiske beliggenhed af husene er en anden vigtig parameter, da merprisen afhænger af afstanden mellem hus og skovrejsningsområdet.

Beregningspriser kan indgå i egentlige cost-benefit vurderinger af miljøprojekter. Det er dog vigtigt at holde for øje at de fleste anvendte cost-benefit vurderinger er statiske, det vil sige at de forudsætter at alle forholdene omkring projekterne bliver ved med at være de samme ud i al evighed. Det er en urealistisk antagelse, da både omkostninger og benefits vil ændre sig med tiden. Men set ud fra en aktuell tilstand, repræsenterer vurderingen alligevel en værdi, da der herved kan tilvejebringes et grundlag for at vurdere om projektet vil føre til en velfærdsøkonomisk gevinst.

7.5 Opsummering: vurdering af vidensbehov og muligheder for benefit transfer

I det følgende opdeles vidensbehov og muligheder i to kategorier:

Kategori 1: repræsenterer gruppen af økosystem benefits, hvor der efterhånden eksisterer et større antal danske studier, der med supplerende studier kan danne udgangspunkt for egentlige benefit transfer estimer.

Kategori 2: repræsenterer gruppen af økosystem benefits, hvor der findes meget få danske studier, der kan danne udgangspunkt for egentlige benefit-transfer estimer.

I kategori 1 placeres blandt andet husprisundersøgelser og betingede værdisætningsstudier af skovnærhed og skovenes rekreative værdi. Studierne af Anthon & Thorsen (2002) samt Hasler et al. (2002) indikerer at skovnærhed skaber en merværdi, der ud over afstanden til skoven er knyttet til den lokale efterspørgsel på boliger (store byer versus små byer) og indkomstforhold. I tabel 8 skitseres en grov model til beregning af merprisen. Undersøgelserne af Dubgaard (1996,1998) samt Bjørner et al. (2000) anslår den årlige betalingsvillighed til 200-300 DKK/person for adgang til de danske skove som sådan. Her er det vigtigt at undersøge lokale substitutionsforhold ved ændringer af udbudet af skove. Ofte er der lokalt alternative friluftslivs-alternativer til det projekt der evalueres og i sådanne tilfælde vil den marginale værdiændring, samfundsmæssigt, sandsynligvis være beskeden. Vælger man at anvende eksisterende studier til benefit transfer vil det være hensigtsmæssigt at sammenholde datagrundlaget, modelantagelser, områdekarakteristika samt socioøkonomiske karakteristika i de eksisterende undersøgelser med information fra det projektområde man ønsker at undersøge. Tilsvarende bør fremtidige undersøgelser beskrives for at forbedre grundlaget for en egentlig bestemmelse af en benefitfunktion (se diskussionen ovenfor). Det vurderes at supplerende husprisundersøgelser vil tilvejebringe et stærkt grundlag for en udledning af geografisk og demografisk betingede benefitfunktioner for skovrejsningsprojekter i Danmark. Der er igangsat et forskningsprojekt¹² på FSL, der sigter mod at koble betalingsvillighed for rekreative værdier i de danske skove med besøgstal, justeret efter skovenes placering, tilgængelighed, og udseende. Dette kan være med til at muliggøre en rangordning af skovrejsningsprojekter eller at finde den "optimale" placering af projektet, set fra en rekreativ synsvinkel. DMU har igangsat et forskningsprojekt der sigter mod at integrere benefit transfer funktioner og GIS-værktøjer til beregning af skoves miljøgevinster¹³.

Prissætning af omkostningsestimater på forureningsenheder fra jordbruget eller omkostninger ved ekstensivering af jord- og skovbrug er relativt velundersøgt. I tabellen opstilles forsigtige estimater, baseret på den gennemgåede litteratur.

¹² Projekttitle: "Economic valuation of recreational benefits from afforestation projects and their optimal spatial location". Projektansvarlig: PhD Mette Termansen.

¹³ Projekttitle: "Testing the Transferability of Benefit Functions for Amenity Benefits from Forests". Projektansvarlig: Katja Birr-Pedersen.

Tabel 7.7 Præsentation af skønnede benefitestimater, hvor der efterhånden eksisterer et større antal studier, der med en hvis forsigtighed kan anvendes til projektvurderinger.

Objekt	Pris	Studie
Skovrejsning og skovnærhed	Større byer: Gns. 5-10% af husprisen 0-200 m: 15% 200-500 m: 4%	Antho & Thorsen (2002), Hasler et al. (2002). I den forbindelse bør afstandsparemetre inkluderes
Friluftsliv	Mindre byer: Gns. 2-5% af husprisen 0-200 m: 5% 200-500 m: 1.5% Årskort: 200-300 DKK/pers.	Dubgaard (1996, 1998), Bjørner et al. (2000)
Jordrentetab:		SJFI (2001), Abildtrup (2000)
Landbrug	32.000-60.000 DKK/ha	Strange (2001), Thorsen & Strange (2000)
Urørt løvskov	17.000-190.000 DKK/ha	
Urørt nåleskov	-10.000-30.000 DKK/ha	

I kategori 2 grupperes værdisætning af grundvand, CO₂-binding i de danske skove, jagt, lystfiskeri samt biodiversitet (tabel 7.8). Vidensbehovet her er på alle områder stort og i mange tilfælde aktualiseret af fx implementering af EU-direktiver om beskyttelse af naturtyper, Kyoto-processen udvikling mod anvendelse af en bred vifte af instrumenter og meget andet. Aktuelt er behovet for værdisætningen af biodiversitetsorienterede tiltag stort. I den forbindelse bør man overveje at udvælge et eller få konkrete og rimeligt kendte økosystemer (fx urørt skov, våde enge eller landskabs- og naturelementer i større nationale naturområder) og sandsynligvis forsøge sig med en præference-baseret værdisætning, fx ved brug af betingede værdisætningsmetoder (contingent valuation/ranking, conjoint analysis).

Det er klart at værdisætning af tiltag som fx flere våde enge eller mere urørt skov rummer en stor udfordring for så vidt angår dekomponeringen 'øko-system-beskyttelses'-værdien til de dele der skyldes beskyttelse af biodiversiteten, de der skyldes forbedrede rekreative muligheder osv. – helt analogt til problemet med at udskille brugsværdier fra ikke-brugsværdier. En anden stor udfordring er afdækningen af den reelle samfundsøkonomiske effekt af forskellige beskyttelsesstrategier. Betragtes værdien af økosystembenefits ved fx genetableringen af to vådområder, der er perfekte substitutter, vil den reduceres for hvert område, hvis de begge etableres. Man kan derfor ikke umiddelbart beregne benefit estimater for et givet område/projekt uden også at inddrage mulige substitutionsfaktorer.

Tabel 7.8 Præsentation af skønnede benefitestimater, hvor der endnu kun er udført et begrænset antal studier, og derfor er behæftet med stor usikkerhed.

Objekt	Pris	Studie
Grundvand	2.5-5 DKK/m ³	Miljø- og Energiministeriet (1997)
CO ₂ -reduktion ved skovrejsning	300-700 DKK/ton CO ₂	Anthon (2002)
Jagt		
Lystfiskeri	200-800 DKK/ha/år 550-921 DKK/lystfisker/år	Meilby et al. (2002) Toivonen et al. (2000), Dubgaard et al. (2002b)
Biodiversitet		Ingen danske studier

8 Konklusioner og forslag til videre indsats

8.1 Er prissætning af miljøgoder en mulighed ? Hvor langt er vi ?

Finansministeriet konstaterede i sin rapport om miljøpolitikken fordele og omkostninger, at værdisætning af miljøgoder er en vanskelig opgave.

En række miljøgoder handles ikke på noget marked og har derfor umiddelbart ikke nogen værdi, der kan anvendes i en økonomisk analyse.

Finansministeriet anvendte estimater for skaderne ved forskellige luftforureningsemissioner til at værdisætte effekterne af luftforureningspolitikken. Disse estimater er beregnet under den danske del af det fælleseuropæiske ExternE projekt, og de inkluderer fortrinsvis sundhedsskader (statistisk liv, sygdom) samt forureningskader på varer der handles på markedet (afgrøder, skov, bygninger mv.).

Skadesomkostningstilgangen betyder, at det er brugsværdier der dominerer de hidtil benyttede beregningspriser. Ikke-brugsværdier af miljø- og naturgoder er stort set ikke inddraget i opgørelserne. Egentlige naturgoder, eksempelvis værdierne af flora og fauna, indgår i realiteten slet ikke i ExternE's beregninger.¹⁴

Den igennem ExternE udviklede metode, multiple pathway metoden, kan imidlertid i princippet udmærket udvides til også at omfatte de ikke prisfastsatte miljøgoder. Der er dog flere forudsætninger som skal være opfyldt.

For det første skal det for hver enkelt effekt være muligt at beskrive de fysiske konsekvenser af en given forurening, helst i form af en dosis-respons kurve. (Her angiver multiple-pathway metoden en væsentligt mere sofistikeret metode til miljøkonsekvensbeskrivelsen end den der fremgår af Miljøministeriets vejledning fra 1999). For det andet skal der være priser til rådighed for hver af de beskrevne konsekvenser, og disse priser skal ikke kun afspejle brugsværdier men ideelt set også ikke-brugsværdier (eksistensværdier, optionsværdier og testamentariske værdier). Her er der dog i mange tilfælde brug for at erstatte ExternE's gennemsnitlige EU-priser med specifikt danske priser.

Der har vist sig adskillige problemer ved vurderingen af de af Finansministeriet udmeldte beregningspriser. Det mest tungtvejende problem er, at der ikke er indbyrdes konsistens mellem priserne for så vidt angår nøglevariablen prisen på statistisk liv. På energifrem-

¹⁴ Den rekreative værdi af skov medtages i visse ExternE beregninger ved at multiplicere handelsværdien af fældet træ med 1,7.

stillingssiden er i Finansministeriets beregningspriser anvendt en value-of-statistical-life-tilgang, mens der på transportsiden er anvendt en leveårstilgang. Det er også et problem at Finansministeriet anvender punkttestimater, mens kilderne (ExternE) betoner usikkerhederne og konsekvent anvender intervalestimater. Problemet forstærkes af, at Finansministeriet i en række tilfælde placerer sig i den nederste del, eller endda under, de intervaller der kan udledes af kilderne. Endelig er det et problem, at der kan rejses en vis berettiget tvivl om de grundlæggende beregninger på EcoSense, idet de centrale skadesestimater er beregnet for den opstrøms forurening ved en vindmøllepark, hvorved modelleringen af den konventionelle energifremstillings forureningsskader efter alt at dømme er mangelfuld.

EU-Kommissionen har i sommeren 2002 publiceret nye beregninger af skaderne ved luftemissioner i form af det såkaldte BETA beregningsark. Her er der konsistens vedrørende antagelserne om statistisk liv mellem energi- og transportsiden, og der er foretaget nye beregninger specifikt for Danmark. Det angives at disse beregninger bygger videre på de oprindelige ExternE beregninger, men med reviderede dosis-respons koefficienter. BETA medfører, at emissionernes geografiske fordeling får en væsentligt mere fremtrædende plads i vurderingen af skaderne, og at det bliver afgørende i samfundsøkonomiske beregninger at kunne bestemme kildernes placering. Den geografiske differentiering svarer til opdelingen mellem energi og transport, men går videre og omfatter fx også skibsfartens emissioner og baggrunds niveauerne. Selvom visse af svaghederne ved det danske ExternE studie formentlig lever videre i de nye tal, herunder at det ikke er danske beregningspriser der ligger bag, må BETA dog bedømmes som et bedre udgangspunkt for benefitopgørelser end Finansministeriets provisoriske beregningspriser.¹⁵

Fortsat er der dog det problem, at BETA kun vedrører luftemissionerne. Til brug for prioriteringsanalyser savnes beregningspriser for forureningsskaderne på flere centrale områder; de to mest centrale områder som kan udledes af dette forprojekt er henholdsvis lavdosisemissioner på tungmetal- og kemikalieområdet samt næringsstofemissioner til det akvatiske miljø. Der er endvidere behov for at arbejde med og udbygge de bagvedliggende beregningspriser for forureningsskaderne, mange af disse vedrører især de såkaldte ecosystem benefits, hvor der især er behov for at få opgjort og detaljeret ikke-brugsværdierne.

Der findes en omfattende international litteratur vedrørende værdisætning af miljøgoder. Det store spørgsmål er dog hvor anvendelig den er med henblik på at generere danske benefit estimater. DMU har foretaget en screening af litteraturen vedrørende værdisætning af forbedringer af vandmiljøet (Branth Pedersen, 2002). Mange af undersøgelserne er baseret på stærkt afgrænsede lokaliteter, resultaterne er ikke publiceret i en form der tillader benefit transfer og resultaterne varierer ganske meget, således at det er vanskeligt at uddrage et klart resultat som grundlag for benefit transfer. Usikkerheden fletter sig ind i den mere generelle metode debat omkring willingness-to-pay spørgsmål. Der sker forskningsmæssigt en vis udvikling på dette

¹⁵ Geografisk opdelt emissionsdata forefindes for Danmark.

felt i disse år, men resultaterne må stadig anses for præget af meget stor usikkerhed. Dertil kommer aggregeringsproblemet mellem de ofte meget forskelligt tilrettelagte undersøgelser. Videnskabsinternt er dette et interessant og lovende område, men for praktiske policy formål er det på de fleste områder meget vanskeligt at se hvordan betingede værdisætningsstudier kommer frem til tilstrækkeligt konsistente resultater til at de meningsfuldt kan anvendes som bærende element for benefit estimater i samfundsøkonomiske analyser. Behovet for forskningsmæssigt at fortsætte indsatsen er dog stadig tilstede.

Beregningspriser for statistisk liv kan understøttes ved inddragelse af WTP-undersøgelser, men til syvende sidst er det i høj grad også et politisk valg hvor meget statistiske liv skal vægte i forhold til andre prissatte elementer. På sygdomsområdet har US EPA anvendt en cost-of-illness tilgang men forhøjet med en generelt faktor for at nå frem til et niveau der også indbefatter de indirekte omkostninger ved sygdom.

Det bør overvejes at Miljøministeriet i den videre udvikling af beregningspriser overvejende anvender skadesomkostninger, men anvender betinget værdisætningsstudier til at korrigere de derved fremkomne estimater med en beregningsfaktor for ikke-brugsværdierne.

8.2 Konsolidering af beregningspriser. Det akutte behov for vidensoprustning

Der er på kort sigt behov for at udvikle beregningspriser for flere typer af emissioner og miljøgoder end de som findes på luftområdet. Det er i den forbindelse, at spørgsmålet om benefit transfer er blevet rejst. Det grundlæggende spørgsmål er, om der kan anvendes beregningspriser fra udenlandske studier og hvordan disse beregningspriser kan omsættes til danske forhold gennem benefit transfer funktioner.

Som det er fremgået anvendes der allerede beregningspriser fra udenlandske undersøgelser, nemlig de priser på statistisk liv og på sundhedseffekter som ExternE har hentet fra diverse udenlandske opgørelser og anvendt som grundlag for modelleringen af luftforureningens konsekvenser i Danmark. Det burde imidlertid være relativt enkelt at gentage kørslerne på EcoSense med de værdier for mortalitet og morbiditet som kan identificeres udfra danske undersøgelser. Men resultatet af en sådan øvelse vil afhænge ganske meget af hvilken værdi man vælger at fastlægge for statistisk liv i Danmark. Der findes imidlertid ikke danske undersøgelser knyttet til miljøproblemer som kan lægges til grund, derimod en undersøgelse angående trafikulykker. Danske priser for morbiditetseffekter af en række forureningsbetingede sygdomme er under opgørelse på DMU i forbindelse med partikelforskningsprogrammet og vil foreligge i løbet af 2003.

Der er endvidere behov for at sikre, at de beregningspriser der anvendes vedrørende de øvrige forureningssskader er baseret på

aktuelle danske priser. Dette gælder følgende typer af forureningsskader;

- skader på afgrøder,
- skader på skove,
- skader på bygninger,

Her er det ikke muligt gennem dokumentationen for ExternE beregningerne at vurdere om der er anvendt danske eller europæiske priser. Det vil være forholdsvist enkelt at tilvejebringe opdaterede danske priser, og da såvel priserne på afgrøder som på skovet træ har været for nedadgående i de senere år, betyder det alt andet lige, at også disse skaders værdi vil være mindre vurderet med nutidens priser. For bygningsskader vil det formentlig forholde sig omvendt, men ExternE har anvendt en forholdsvis aggregeret gennemsnitsværdi pr. kwh el for bygningsskader og det vil være nødvendigt at gå vurderingsgrundlaget efter.

Endelig er der nogle typer af forureningsskader som ikke er medtaget i ExternE beregningerne. De er muligvis heller ikke relevante set i forhold til luft, men kan være relevante i forhold til andre forureningsskader. Som forslag til andre typer af beregningspriser for forureningsskader som der vil være brug for at opgøre kan nævnes nogle skadestyper specifikt knyttet til ecosystem benefits;

- skader på grundvand og ferskvand (tab af ressource),
- skader på fiskeressourcer (tab af fangstværdier)
- skader på fauna (opgjort via ændringer i jagtlejen og oplevelsesværdi),
- skader på fugleliv og vegetation,

Når disse beregningspriser er opgjort vil det efterfølgende og på sigt være muligt at opgøre skadesomkostninger for en række andre forureningstyper. Eksempelvis må disse økosystem skader vurderes som væsentlige med henblik på at generere benefit estimater for tiltag relateret til vandmiljøet. Det vil umiddelbart være muligt at opgøre omkostningsbestemte værdier for brugsværdierne, mens det at få ikke-brugsværdierne med er metodisk mere vanskeligt.

8.3 Udbygning af beregningspriser

Gennemgangen har peget på behov dels på kemikalieområdet, dels i relation til vandmiljøområdet som to store områder, hvor der er brug for udvikling af beregningspriser. Det sidste område - vandmiljø - fletter sig sammen med en række problemstillinger knyttet til natur- og biodiversitet med implikationer for store dele af Skov- og Naturstyrelsens forvaltningsområde.

For så vidt angår kemikalieområdet vurderes det, at skadesomkostninger i høj grad afhænger af parameteren statistisk liv og de mortalitets- og morbiditetseffekter der kan identificeres for de

enkelte kemikalier, tungmetaller mv. Den beregning som er gennemført af DMU vedrørende dioxin viser, at opgørelsen af skadesomkostninger kun er partielt mulig, og forudsætter rimelig solid videnskabelig dokumentation for sundhedseffekterne. Der er en lang række begrundede mistanker om de skadelige effekter som ikke kan omsættes i konkrete skadesestimater. Dette kan tale for at inddrage anvendelsen af bredere vurderingskriterier, eksempelvis rangordningsværktøjer, i en udredning vedrørende tilvejebringelse af beregningspriser på kemikalieområdet.

For så vidt angår vandmiljøet, og specifikt udledningen af næringsalte, vil det være nødvendigt at screene hvilke modelværktøjer der findes til at beregne udvaskningen af næringsalte i DMU og DJF, og hvordan de kan kobles til de centrale skader knyttet til disse udvaskninger. Det vurderes at bl.a. tab af drikkevandsressourcer ved nitratnedsivning er en af de tunge poster, og at denne på kort sigt kan opgøres med en omkostningsbaseret tilgang. Gevinsterne for økosystemerne i form af bl.a. fiskeressourcer er væsentlig mere spekulativ, men er dog til at gå til. Det må undersøges hvilke data der foreligger på Danmarks Fiskeriundersøgelser.

På natur- og biodiversitetsområdet er der behov for værdisætning af en række forskellige økosystem benefits, hvoraf en del er relateret tæt til flere af de elementer der er centrale i ExternE-projekterne. Andre er mere specifikke – fx værdisætningen af beskyttelse af bestemte habitattyper. Værdisætningen af biodiversitet – eller elementer heraf – kan angribes på flere måder. Aktuelt igangsættes et projekt omkring værdisætningen af en række almindelige dyrearter i det danske landskab – deres betydning for prisdannelsen på jagtleje såvel som den værdi folk i almindelighed tillægger mødet med dem i naturen. Værdisætning af biodiversitet i en bredere forstand kan ske gennem en afdækning af befolkningens betalingsvilje for udvalgte biodiversitetsbeskyttende tiltag – fx udlæg af urørt skov. Det vurderes at der med få supplerende husprisundersøgelser kan dannes et grundlag for egentlige benefit transfer estimater for skovnærheds betydning for huspriser i Danmark.

8.4 Opsummering: behovet for kvalificerede beregningspriser

Der er på baggrund af dette forstudie endnu en gang anledning til at advare mod forestillingerne om, at det skulle være muligt gennem en simpel benefit transfer at komme frem til et sæt af miljøøkonomiske beregningspriser, som meningsfyldt kan anvendes til at foretage konsistente afvejninger og prioriteringer på miljøområdet. Der er stor risiko for, at simpel benefit transfer vil føre til anvendelse af beregningspriser, som indbyrdes ikke er konsistente, og som ikke er baseret på det faktiske naturvidenskabelige og miljømedicinske vidensgrundlag. Sådanne beregningspriser vil være ubrugelige som grundlag for prioriteringsovervejelser.

De af Finansministeriet anvendte beregningspriser på luftområdet er i realiteten et godt eksempel på de problemer der opstår ved simpel benefit transfer. Beregningspriserne er udledt af en række forskellige

kilder, uden at der er taget højde for væsentlige metodiske forskelle i tilblivelsen af priserne. Selvom en vis grad af pragmatisme og usikkerhed ved udarbejdelse af miljøøkonomiske beregningspriser med prof. Pearce's ord er uundgåelig, så er der dog et stykke herfra og til den mangel på konsistens som præger Finansministeriets beregningspriser.

Mens Finansministeriet faktisk tog forbehold for beregningspriserne og angav opgørelsen af miljøpolitikens fordele som et 'regneeksempel' har en tilsvarende forsigtighed ikke præget andre institutioner, som fx Det Økonomiske Råd, der efterfølgende har anvendt priserne til at fremkomme med vurderinger af bl.a. de samfundsøkonomiske fordele og omkostninger ved energi- og miljøpolitikken.

Stor metodemæssig bevidsthed er udvist og udviklet i det fælleseuropæiske ExternE projekt, og mens de specifikke resultater af forskellige grunde, jfr. kap. 3, ikke lader sig anvende eller overføre direkte til samfundsøkonomiske analyser, så er selve den udviklede metode, multiple-pathway-tilgangen, jfr. kapitel 2, et lovende udgangspunkt for opgørelser af miljøpolitikens fordele. Multiple-pathway tilgangen kan udmærket appliceres på andre områder end luftforurening, eksempelvis affalds- og genanvendelsesområdet og vandmiljøproblemløsningskomplekset.

Anvendelse af multiple-pathway tilgangen forudsætter ikke blot, at der er modelværktøjer der detaljeret kan opgøre forureningens spredning og dens skadeeffekter, men også at der er foretaget begrundede og konsistente valg vedrørende de bagvedliggende beregningspriser for både sundhedseffekter og natur- og miljøgoder. Her må det konstateres at vi i Danmark står på forholdsvis bar bund, når det fx gælder fastlæggelsen af den centrale sundhedseffektparameter, prisen på statistisk liv. Der er formentlig ganske megen inspiration at hente fra Norge, hvor der foreligger både en videnskabelig afhandling og resultater fra en regeringsnedsat kommission. Overvejelser i Danmark bør ligeledes tage hensyn til, at en sådan beregningspris bør være konsistent på de forskellige ministerielle ressortområder, hvis resultater af samfundsøkonomiske analyser på længere sigt skal være sammenlignelige.

For så vidt angår beregningspriserne for egentlige natur- og miljøgoder må det være en overkommelig udredningsopgave i løbet af kort tid at få opgjort disse for en række markedsomsatte goder, såsom skovet træ, vildtudbytte, fiskeressourcer, afgrøder, grundvand mv. Derimod må det forudses at være en forholdsvis forskningskrævende opgave at få fastlagt beregningspriser for de ikke-markedsomsatte goder. Der foreligger en del analyser vedrørende de rekreative værdier af skovarealer som kan anvendes som grundlag for fastlæggelse af beregningspriser, men for de fleste andre ikke-markedsomsatte goder vil det på kort sigt være nødvendigt at anvende udenlandske undersøgelser som referencegrundlag for benefit transfer.

Referencer

Abildtrup, J. 2000: Erfaringer fra de ejendomsrættlige forundersøgelser i forbindelse med etablering af VMP II vådområder – konsekvenser for arealanvendelse og driftsøkonomi. Internt notat. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.

Abildtrup, J. & Strange, N. 1999: The option value of non-contaminated forest watersheds. *Journal of Forest Policy and Economics* 1:115-125.

Andreasson-Gren, I.M. 1991: Costs for nitrogen source reduction in a eutrophicated bay in Sweden. In Folke, C. & Kraberg, T. (eds.). *Linking the natural environment and the economy: essays from the eco-group*. Kluwer Academic Publishers.

Anthon, S. 2002: Skovens rolle i implementering af Kyoto-aftalen i Danmark. Ikke-energi-politiske tiltag. Udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen, 10 p.

Anthon, S. & Thorsen, B.J. 2002: Værdisætning af skovrejsning. En husprisundersøgelse. Skov- og Naturstyrelsen, 58 p.

Antle, J.M., Capalbo, S.M., Mooney, S., Elliott, E.T. & Paustian, K.H. 2001: Economic analysis of agricultural soil carbon sequestration: An integrated assessment approach. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 26: 344-367.

Bateman, I.J., Willis, K.G., Garrod, G.D., Doktor, P., Langford, I. & Turner, R.K. 1992: Recreation and environmental preservation value of the Norfolk Broads: a contingent valuation study. Report to the National Rivers Authority, Environmental Appraisal Group, University of East Anglia.

Barker, T. 1996: Essay review, *Energy and Environment*, vol. 7:1, 85-88.

Bennett, J. W. 1984: Using direct questioning to value the existence benefits of preserved natural areas. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 28, pp. 136-152.

Birr-Pedersen, K. 2002: Prissætning af transportens eksterne effekter. En gennemgang af metoderne til prissætning samt danske og internationale prissætningsstudier. Miljøstyrelsen. - Miljøprojekt 734 : 110 s.

Bjerrum Jensen, D. & Dengsøe, N. 2003: Værdisætning af skadesomkostninger ved affaldsforbrænding - en økonomisk analyse med fokus på dioxiner, Nordisk Ministerråd, udkast 29.1.03.

Bjørner, T.B., Russell, C.S., Dubgaard, A., Damgaard, C. & Andersen, L.M. 2000: Public and private preferences for environmental quality in Denmark. AKF Forlaget, Copenhagen.

- Bodmer, R., Fang, T.G., Moya, L.I. & Gill, R. 1994: Managing wildlife to conserve Amazonian Forests: Population Biology and Economic Considerations of Game Hunting, *Biology Conservation*, 67, 29-35.
- Boman, M. & Bostedt, G. 1997: Valuing the Wolf in Sweden: are benefits contingent upon the supply? In Boman, M., Brännlund, R. & Kriström, B. (eds.). *Topics in environmental economics. Economy and Environment Series 17*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Boyle, K.J., Bishop, R.C. 1987: Valuing wildlife in benefit-cost analyses - A case study involving endangered species. *Water Resources Research* 23 (5): 943-950.
- Branth Pedersen, A. 2002: Økonomisk værdisætning af spildevands-emissioner af nitrogen, fosfor og organisk stof - en gennemgang af case studier i den internationale litteratur med henblik på benefit transfer til en dansk case, Arbejdsrapport for Miljøstyrelsen, Kbh. (in press).
- Brendemoen, A., Glomsrød, S. & Aaserud, M. 1992: Miljøkostnader i makroperspektiv, rapport 92/17, Oslo: Statistisk Sentralbyrå.
- Brouwer, R. 1998: Future Research Priorities for Valid and Reliable Environmental Value Transfer, CSERGE working paper GEC 98-28, London: UCL.
- Brouwer, R. 2000: Environmental Value Transfer: State of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32:137-152.
- Brouwer, R. & Spanninks, F.A. 1999: The validity of environmental benefits transfer: further empirical testing. *Environmental and Resource Economics* 14: 95-117.
- COWI, 1998: Skjern Å Naturprojekt. Samfundsøkonomisk Analyse. Skov- og Naturstyrelsen.
- COWI, 1999: Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger: Luftforurening, Kbh.
- COWI, 2000: Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger: Luftforurening, Endeligt udkast, Kbh.
- COWI, 2002: Valuation of external costs of air pollution - phase 1 report (TRIP), Danish Environmental Research Programme.
- Damgaard, C., Erichsen, E. & Huusom, H. 2001: Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Wilhjelmudvalget.
- Dansk Skovforening, 2001: Regnskabsoversigter for dansk privat-skovbrug. Beretning nr. 55. Dansk Skovforening.
- Dengsøe, N. 2002: Gevinster ved genanvendelse – et litteraturstudie af internationale undersøgelser af de samfundsøkonomiske effekter ved genanvendelse af affald, Arbejdsrapport for Miljøstyrelsen (i tryk).

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* 28:675-683.

Det Økonomiske Råd, 2002: Vurderinger af 90'ernes miljø- og energipolitik, 185-268 i *Dansk Økonomi Forår 2002*, Kbh.

DMU, 2000: Vandmiljøplan II. Midtvejsevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Dansk Jordbrugsforskning.

Dubgaard, A. 1996: Economic Valuation of Recreation in Mols Bjerge. SØM publikation nr. 11, AKF Forlaget, København.

Dubgaard, A. 1998: Economic valuation of recreational benefits from Danish forests. I: Stephan Dabbert, Alex Dubgaard, Louis Slangen, and Martin Whitby (eds): *The economics of landscape and wildlife conservation*. CAB International. Wallingford.

Dubgaard, A. 2001: Værdisætning af Vestsøen. Refereret i: *Det økonomiske Råd: Dansk Økonomi*. Efterår 2000.

Dubgaard, A. 2002: Værdisætning af naturressourcer mv. i forbindelse med forslag til direktiv om miljøansvar vedr. forebyggelse og afhjælpning af miljøskader. Institut for Økonomi, Skov og Landskab, KVL, 44 p. (Udkast).

Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L., Damgaard, C.K & Erichsen, E.H. 2002a: Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. *Wilhelmudvalget*.

Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L. & Ladenburg, J. 2002b: Velfærdsøkonomisk beregning vedrørende de flersidede samfundsmæssige costs og benefits ved det gennemførte naturgenopretningsprojekt i Skjernå-dalen. *Wilhelmudvalget*.

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. & Østergaard, V. 1999: Økonomiske besparelser inden for drikkevandsforsyningen ved ophør med pesticid anvendelse. Konsulentrapport udarbejdet for Pesticidudvalgets (Bicheludvalgets) Underudvalg om Produktion, Økonomi og Beskæftigelse. Institut for Økonomi, Skov og Landskab, KVL. 30 p.

Eyre, N., Downing, T., Hoekstra, R., Rennings, K. & Tol, R. 1999: *ExternE volume 8: Global Warming*, Brussels: European Commission DGXII.

Fankhauser, S. 1994: The social costs of greenhouse gas emissions: an expected value approach, *The Energy Journal* 15:2, 157-184.

Fankhauser, S. and Tol, R. 1996: Climate change costs: recent advancements in the economic assessment, *Energy Policy*, 24:7, 665-673.

- Finansministeriet, 2001: Miljøpolitikkenes fordele og omkostninger, Kbh.
- Freeman, A.M. 1993: The measurement of environmental and resource values. Theory and methods. Resources For The Future. Washington D.C. 516 pp.
- Friedrich, R. & P. Bickel, (Eds.) 2001: Environmental external costs of transport, Berlin: Springer.
- Grahn, P. & Sorte, G.J. 1985: Hur används parken? Part 1. Stad & Land no 39. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Gorenzel, W.P., Mastrup, S.A. & Fitzhugh, E.L. 1991.: Economic relationships of brushpiles, forage production and California quail hunting, Journal of Range Management 44:129-133.
- Grime J.P., Thompson K., Hunt R., Hodgson J.G., Cornelissen J.H.C., Rorison I.H., Hendry G.A.F., Ashenden T.W., Askew A.P., Band S.R., Booth R.E., Bossard C.C., Campbell B.D., Cooper J.E.L., Davison A.W., Gupta P.L., Hall W., Hand D.W., Hannah M.A., Hillier S.H., Hodgkinson D.J., Jalili A., Liu Z., Mackey J.M.L., Matthews N., Mowforth M.A., Neal A.M., Reader R.J., Reiling K., Ross-Fraser W., Spencer R.E., Sutton F., Tasker D.E., Thorpe P.C. & Whitehouse J. 1997: Integrated screening validated primary axes of specialisation in plants. Oikos 79:259-281.
- Hageman, R. 1985: Valuing marine mammal populations: benefits valuations in multi-species ecosystem. In: Administrative Report No. LJ-85-22, Southwest Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, La Jolla, CA.
- Hanley, N., Spash, C.L. & Walter, L. 1995: Problems in valuing the benefits of biodiversity protection. Environment and Resource Economics 5:249-272.
- Hasler, B., Jordal-Jørgensen, J., Damgaard, C. & Erichsen, E. 2000: Betalingsvilje i relation til naturgenopretning i landbrugsområder, specifikt retablering af søer. Notat til Skov- og Naturstyrelsen. AKF & COWI.
- Hasler, B., Damgaard, C., Erichsen, E., Kristoffersen, H.E. & Jørgensen, J.J. 2002: Rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning. AKF Forlaget, København.
- Heijungs, R., (Ed.) 1992: Environmental life cycle assessment of products: Leiden: Centre for environmental science, Leiden University.
- Hoehn, J.P. & Loomis, J.B. 1993: Substitution effects in the valuation of multiple environmental programs. Journal of Environmental Economics and Management 25:56-75.
- Holm, S. & Tvedt, T. 1998: De grønne områder og sundheden. Fri-luftsrådet og Forskningscenter for Skov og Landskab.
- Holland, M., Berrie, J. & Forster, D. 1999: ExterneE volume 7: Methodology Update (1998), Brussels: European Commission DGXII.

- Institut for Miljøvurdering, 2002a: Pant på engangsemballage, Kbh.
- Institut for Miljøvurdering, 2002b: Samfundsøkonomisk vurdering af partikelfiltre, Kbh.
- Institut for Miljøvurdering, 2002c: Nyttiggørelse af returpapir, Kbh.
- IPPC, 1995: Climate change 1995: Economic and Social Dimensions, Cambridge University Press.
- IPCC, 2001: Climate Change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability, Cambridge: Cambridge University Press.
- Jensen, F.S. & Koch, N.E. 1997: Friluftsliv i skovene 1976/77 - 1993/94: Forest and Landscape Research 20.
- Jensen, F.S. 1999: Forest recreation in Denmark from the 1970s to the 1990s. Forskningsserien nr. 26, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 166 p.
- Johansson, P-O. 1989: Valuing public goods in a risky world: an experiment. In Folmer, H. & Ierland, E. (Eds.) Evaluation methods and policy making in environmental economics. Amsterdam, North Holland.
- Jordan, L.A. & Workman, J.P. 1989: Economics and management of fee hunting for deer and elk in Utah, Wildlife Society Bulletin 17:482-487.
- Kaplan, R & Kaplan, S. 1989: The experience of nature. Cambridge University Press, Cambridge, 340 p.
- Kenyon, W. & Nevin, C. 2001: The use of economic and participatory approaches to assess forest development: a case study in the Ettrick Valley . Forest Policy and Economics 3:69-80.
- Kidholm, K. 1995: Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, Odense Universitet: Center for Helsetjenesteforskning og socialpolitik.
- Koch, N.E. & Jensen, F.S. 1988: Skovenes friluftsfunktion i Danmark. IV. del. Befolkningens ønsker til skovenes og det åbne lands udformning. (Forest Recreation in Denmark. Part IV: The Preferences of the Population). Forstl. Forsøgsv. Danm., København, 41(1988): 243-516.
- KOFE, 1998: Kendelser om fast ejendom 4/1998, 23. årgang. Jurist- og økonomiforbundets forlag.
- Krewitt, W., Mayerhofer, P., Friedrich, R., Trükenmüller, A., Heck, T., Gressmann, A., Raptis, F., Kaspar, F., Sachau, J., Rennings, K., Diekmann, J., & Praetorius, B., 1997, ExternE National Implementation Germany, Stuttgart: IER. 1997.
- Krewitt, W. 2002: External costs of energy - do the answers match the questions ? Looking back at 10 years of ExternE, Energy Policy, 30: 839-848.

- Larsen, M. 1996: Transportens eksterne effekter, Arbejdsrapport 96:4, Kbh: Det Økonomiske Råd.
- Larsen, P. H. & Johansen, V.K. 2002: Skove og plantager 2000. Danmarks Statistik, Skov og Landskab og Skov- og Naturstyrelsen.
- Lawaetz, H. 2001: Omkostninger og gevinster ved emissionsreduktioner, febr. 2001, Kbh: Energistyrelsen.
- Linddal, M. & Jensen, F.S. 1991: Værdiundersøgelse af friluftslivet på Vetsmager. Ugeskrift for Jordbrug nr. 35/36.
- Loomis, J.B. 1992: The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer. *Water Resources Research* 28:701-705.
- Loomis, J., Yorizane, S. & Larson, D. 2000: Testing significance of multi-destination and multi-purpose trip effects in a travel cost method demand model for whale-watching trips. *Agricultural and Resource Economics Review* 29: 183-91.
- MacGillivray, Grime, J.P., Band, S.R., Booth, R.E., Campbell, B., Hendry, G.A.F., Hillier, S.H., Hodgson, J.G., Hunt, R., Jalili, A., Mackey, J.M.L.; Mowfort, M.A., Neal, A.M., Reader, R., Rorison, I.H., Spencer, R.E., Thompson, K. & Thorpe, P.C. 1995: Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology* 9:640-649.
- Maddison, D. Pearce, D., Johansson, T, Calthrop, E., Litman, T. & Verhoef, E. 1997: *Blueprint 5: The true costs of road transport*, London: Earthscan.
- Meilby, H., Thorsen, B.J., Strange, N. & Helles, F. 2002: Temaartikel om Jagtlejens variation: perioden 1994-2000. Regnskabsoversigter for dansk privatskovbrug. Beretning nr. 56. Dansk Skovforening.
- Meyer, H. Morthorst, P., Schleisner, L., Meyer, N., Nielsen, P. & Nielsen, V. 1994: Omkostningsopgørelser for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion, Risø-R-770(DA), Roskilde: Forskningscenter Risø.
- Meyer, H., Morthorst, P., Schleisner, L., Meyer, N., Nielsen, P. & Nielsen, V. 1996: Assessment of environmental external effects in power generation, Risø-R-938(EN), Roskilde: Forskningscenter Risø.
- Miljøstyrelsen, 2002: Samfundsøkonomisk analyse af plastdunke, Kbh.
- Miljøstyrelsen, 2002b: Skal husholdningernes madaffald brændes eller genanvendes - Samfundsøkonomisk analyse af øget genanvendelse af organisk dagrenovation, Miljøprojekt nr. 814, Kbh.
- Miljø- og Energiministeriet, 1997: Udvikling i den danske vandforsyningsstruktur. Arbejdsrapport nr. 82. Miljø- og Energiministeriet.

- Moons, E. 1999: Estimation of the recreation values of a forest. M.Sc. dissertation, Faculty of Economics and Applied Economics, Catholic University of Leuven.
- Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom H., Madsen T., Nielsen, J. & Strandmark, L. 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. 464 p.
- Navrud, S. 2001: Indlæg på konference om miljøøkonomi, marts, Charlottenlund: Miljø- og Energiministeriet.
- NETCEN, 2002: Benefits table database: estimates of the marginal costs of air pollution in Europe, Version E1.02a.
- Nordhaus, W. & Boyer, J. 2000: Warming the world: Economic models of global warming, Cambridge Mass.: MIT Press.
- Nordhaus, W. 1991: To slow or not to slow: The economics of the greenhouse effect, *The Economic Journal*, 101, 920-937.
- Oskam, A. & Slangen, L.H.G. 1998: The financial and economic consequences of a nature development and conservation plan: a case study for the ecological main structure in the Netherlands. I: Dabbert, S., Dubgaard, A., Slangen, L.H.G. and Whitby, M. (eds.). *Economics of landscape and wildlife conservation*, C.A.B. International, Wallingford, U.K.
- Pearce, P. & Moran, D. 1994: *The Economic Value of Biodiversity*. IUCN.
- Pearce, D. 1998: Cost-benefit analysis and environmental policy, *Oxford Review of Economic Policy*, 14, 4, 84-100.
- Pearce, D.W. & A. Howarth 2000: Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses, (RIVM report 481505020), (Rapport udarbejdet af RIVM, EFTEC, NTUA og IIASA i samarbejde med TME og TNO for EU-kommissionens Miljø-Direktorat), Bilthoven, Netherlands: RIVM.
- Pearce, D. 2002: The social cost of carbon and its policy implications, draft article, forthcoming in *Oxford Review of Economic Policy*.
- Pope, C.A., Thun, M., Namboodiri, M., Dockery, D., Evans, J., Speizer, F. & Heath, C. 1995: Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults, *American Journal of Respiration and Critical Care in Medicine*, 151: 669-674.
- Rambøll, 2002: Estimation of present and future costs associated with the designation and management of Natura 2000 sites in Denmark. Skov- og Naturstyrelsen.
- Richer, J. 1995: Willingness to pay for desert protection. *Contemporary Economic Policy*, XIII, pp. 93-104.
- Ribaudo, M.O. 1989: Targeting the conservation reserve program to maximize water quality benefits. *Land Economics* 65:320-332.

- RIVM, 2000: European Environmental Priorities: An integrated economic and environmental assessment, Bilthoven.
- Rosenberger, R. S & Phipps, T.T. 2002: Site Correspondence Effects in Benefit Transfers: A Meta-Analysis Transfer Function. Paper presented at the 2nd World Congress of Environmental and Resource Economists, June 24-27, 2002, Monterey, CA.
- Rude, S. & Dubgaard, A. 1987: Drifts- og samfundsøkonomiske undersøgelser af intensiv og ekstensiv anvendelse af tørre marginaljorder. Teknikkerrapport nr. 15, Marginaljorder og miljøinteresser, Skov- og Naturstyrelsen.
- Schleisner, L. & Nielsen, P.S. 1997: ExternE national implementation Denmark, Risø-R-1033, Roskilde: Forskningscenter Risø.
- Schleisner, L. 2000: Comparison of methodologies for externality assessment, Energy Policy 28: 1127-1136.
- Schou, J.S., Møller, F. & Birr-Pedersen, K. 2001: Omkostninger ved udvalgte landbrugstiltag til styrkelse af biodiversiteten i Danmark. Wilhjelmudvalget.
- Silberman, J., Gerlowski, D.A. & Williams, N.A. 1992: Estimating existence value for users and nonusers of New Jersey Beaches. Land Economics 68:225-236.
- SJFI; 2000: Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. Vandmiljøplan II. Økonomisk midtvejsevaluering.
- SJFI, 2001: Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. Landbrugsregnskabsstatistik 2000. Serie A nr. 85. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- SFT (Statens Forurensningstilsyn), 1987: Ytterligere reduksjon av luftforurensningen i Oslo, Hovedrapport.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2002b: Datavarehuset, dynamiske rapporter fra 1994-2002. Skov- og Naturstyrelsens intranet.
- Smith, K.V., Houtven, G.V. & Pattanayak, S.K. 2002: Benefit transfer via preference calibration: prudential algebra for policy. Land Economics 78:132-152.
- Standiford, R.B. & Howitt, R.E. 1992: Solving empirical bioeconomic models: a rangeland application, American Journal of Agricultural Economics 74: 421-433.
- Standiford, R.B. & Howitt, R.E. 1993: Multiple use management of California's hardwood rangelands, Journal of Range Management 46: 176-182.
- Strange, N. 2000: Økonomiske konsekvenser ved udlæg af urørt skov i statsskovene. Rapport ved Miljø- og Energiministeriet, Skov og Naturstyrelsen, 25 p. + 20 pp.

- Strange, N. 2001: Økonomiske konsekvenser ved udlægning af urørt skov i statsskovene. Rapport til Skov- og Naturstyrelsen. 30 + 50 pp.
- Thorsen, B.J. & Strange, N. 2000: Økonomisk vurdering af en konvertering til naturnær skovdrift. Rapport ved Miljø- og Energiministeriet, Skov og Naturstyrelsen, 88 p.
- Toivonen, A.-L., Appelblad, H., Bengtsson, B., Geertz-Hansen, P., Gudbergsson, G., Kristofferson, D. Kyrkebø, 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.
- Turner, R. K., Geogiou, S., Gren, I., Wulff, F., Barrett, S., Söderqvist, T., Bateman, J., Folke, C., Langaas, S., Zylicz, T., Mäler, K., Markowska, A. 1999: "Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study" pp.333-352 in *Ecological Economics* vol.30 issue 2.
- Turner, R.K., Folke, C., Gren I.M. & Batemann, I.J. 1995: "Wetland Valuation: Three Case Studies", in Perrings C., Mäler, K-G., Folke, C., Holling, C.S. and B-O. Jansson (eds), *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*, Cambridge University Press.
- Ulrich, R.S. 1984: View through window may influence recovery from surgery. *Science* 224:420-421.
- US-EPA, 2000a: "Exposure and human health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TDCC) and Related Compounds", United States Environmental Protection Agency, Washington DC.
- US EPA (Office of Policy, Economics and Innovation), 2000b: Improving the practice of benefit transfer: A preference calibration approach, Wash. DC.
- White, P.C.L. & Lovett, J.C. 1999: Public preferences and willingness-to-pay for nature conservation in the North York Moors National Park, UK. *Journal of Environmental Management* 55:1-13.
- Wilhelmudvalget, 2001a: Øvrige emner behandlet af Wilhelmudvalget. 8. Kapitel 8: beskrivelse af velfærdsøkonomiske gevinster ved en række væsentlige anbefalinger.
- Wilhelmudvalget 2001b: Natur, Økonomi og Velfærd – rapport fra Wilhelmudvalgets arbejdsgruppe vedrørende økonomi og velfærd.
- 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* 44:105-125.
- 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 Pevensy Levels. *Journal of Environmental Management* 39:387-401.
- WTO, 1997: Statistical Year Book of Tourism, World Tourism Organisation, Madrid.

Aakerlund, N.F. 2000: Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika. SØM publikation nr. 36. AKF Forlaget, København.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU

2003

- Nr. 428: Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Af Bregnballe, T. et al. 227 s. (elektronisk)
- Nr. 429: Movements of Seals from Rødsand Seal Sanctuary Monitored by Satellite Telemetry. Relative Importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the Seals. By Dietz, R. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 430: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Af Schwærter, R.C. & Grant, R. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 432: Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik. Af Møller, F. 65 s. (elektronisk)
- Nr. 433: Luftforurening med partikler i København. En oversigt. Af Palmgren, F., Wåhlin, P. & Loft, S. 77 s. (elektronisk)
- Nr. 434: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Af Fjordback, C. et al. 270 s., 150,00 kr.
- Nr. 435: Preliminary Assessment based on AQ Modelling. Ploiesti Agglomeration in Romania. Assistance to Romania on Transposition and Implementation of the EU Ambient Air Quality Directives. By Jensen, S.S. et al. 53 pp. (electronic)
- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Butten-schøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterne i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smitekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)

Formålet med projektet har været at undersøge muligheden for at identificere miljøøkonomiske beregningspriser til brug for ministeriets samfundsøkonomiske analyser. Denne indsats ligger i forlængelse af udarbejdelsen af Miljøministeriets samfundsøkonomiske vejledning, som blev udgivet i 2000.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-757-6
ISSN 0905-815X