

Forprojekt til værdisætning af grundvand

Berit Hasler, Jesper S. Schou og Mikael Schou Andersen
Danmarks Miljøundersøgelser

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	6
SUMMARY AND CONCLUSIONS	7
1 BAGGRUND OG PROBLEMSTILLINGER	9
1.1 BAGGRUND	9
1.2 FORMÅL OG PROBLEMSTILLINGER	9
1.3 TIDLIGERE OG SAMTIDIGE PROJEKTER	11
1.4 DISPOSITION AF RAPPORTEN	12
2 VÆRDISÆTNING AF GRUNDEVAND SOM RESSOURCE	14
2.1 VÆRDIEN AF GRUNDEVAND SOM RESSOURCE	14
2.2 GODER DER KNYTTET SIG TIL ANVENDELSEN AF GRUNDEVAND	14
2.3 VÆRDISÆTNING AF GRUNDEVANDSRESSOURCEN	15
2.4 METODER	18
2.5 RELEVANTE BINDINGER OG MILJØMÅL VEDRØRENDE GRUNDEVANDSRESSOURCEN	21
2.6 SAMMENFATNING	23
3 OMKOSTNINGSBESTEMT BEREGNINGSPRIS	24
3.1 INDLEDNING	24
3.2 BUDGET- OG VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER	25
3.3 RESSOURCERENTEN.	30
3.4 SAMMENFATNING	32
4 GENERELT OM DESIGN AF VÆRDISÆTNINGSSTUDIER	34
4.1 ANBEFALINGER TIL DESIGN	34
4.2 FASER I STUDIERNE	34
4.3 CHOICE EXPERIMENTS OG CONTINGENT RANKING	35
4.4 CONTINGENT VALUATION	36
4.5 MARKET STALL	36
4.6 BENEFIT TRANSFER	37
4.6. SAMMENFATNING	39
5 LITTERATURREVIEW VEDRØRENDE VÆRDISÆTNING AF GRUNDEVAND	40
5.1. KRITERIER FOR UDVALG AF STUDIER OG BESKRIVELSE AF DEM	40
5.2. OVERSIGT OVER STUDIER	40
5.3 BESKRIVELSE AF UDVALGTE STUDIER	42
5.4 OPSAMLING OG VURDERING AF ERFARINGER	49
6 VÆRDISÆTNING AF FORVALTNINGS- SCENARIER FOR GRUNDEVANDSRESSOURCEN - SAMLET STUDIE OG 2 DELPROJEKTER	51
6.1 INDLEDNING	51
6.2 BAGGRUND	51
6.3 PROBLEMBESKRIVELSE FOR DET SAMLEDE PROJEKT SAMT DE TO DELPROJEKTER	52
6.4 METODER	54

6.5	POLICYÆNDRINGER OG SCENARIER – PUNKT 1 I	
	PROBLEMBESKRIVELSEN	55
6.6	BAGGRUNDSINFORMATION TIL RESPONDENTERNE	55
6.7	CE-PROJEKTET: VÆRDISÆTNING AF ÆNDRINGER I DEN REGIONALE	
	GRUNDEVANDSFORVALTNING	55
6.8	CV-PROJEKTET: VÆRDISÆTNING AF ÆNDRER	
	GRUNDEVANDSFORVALTNING PÅ REPRÆSENTATIVT UDVALGTE	
	RESPONDENTER I HELE LANDET	57
6.9	AGGREGERET RESULTATBESKRIVELSE, CE- OG CV-PROJEKTET	61
	REFERENCER	63

Forord

Denne udgivelse afrapporterer et forprojekt vedrørende værdisætning af grund- og drikkevand som Miljøstyrelsen med en bevilling fra konto 14/54 (forsknings- og udredningsmidler) bad Danmarks Miljøundersøgelser om at forestå.

Projektet er blevet drøftet i en følgegruppe, som har haft følgende medlemmer:

Camilla K. Damgaard, Miljøstyrelsens økonomikontor,
Lisbeth Strandmark, Miljøstyrelsens økonomikontor,
Kim Dahlstrøm, Miljøstyrelsens Jordforureningskontor,
Bente Villumsen, Miljøstyrelsens kontor for Vand og Spildevand,
Lars Trier, Skov og Naturstyrelsens kontor for Skovrejsning,
Susanne Jørgensen, Skov og Naturstyrelsens økonomikontor,
Bo Jellesmark Thorsen, Forskningscenter for Skov og Landskab,
Hans Jørgen Henriksen, GEUS,
Emil Erichsen, Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut,
Alex Dubgaard, KVL

Forfatterne ønsker at takke for modtagne kommentarer og for gode bidrag til følgegruppens diskussioner. Ansvar for rapportens endelige udformning samt for eventuelle fejl og mangler påhviler dog alene forfatterne.

Roskilde September 2004,

Berit Hasler,
Jesper S. Schou,
Mikael Skou Andersen.

Sammenfatning

I denne rapport redegøres der for de metodiske problemstillinger der kan opstå, når man skal værdisætte grundvand, og der præsenteres et forslag til konkrete værdisætningsundersøgelser.

De metodiske potentialer og problemer vedrørende værdisætning af beskyttelse af grundvandsressourcen analyseres med udgangspunkt i en redegørelse for hvilke goder grundvand repræsenterer, og hvilke problemer og muligheder disse godetyper implicerer for muligheden for at værdisætte grundvandsressourcen helt eller delvis. I forbindelse hermed redegøres der for værdisætningsmetoder og for hvordan disse metoder kan håndtere de særlige kendetegn der er ved grundvand. Koblet hertil gennemgås den internationale litteratur på området, idet der gives en beskrivelse af internationalt publicerede studier vedrørende værdisætning af grundvand. Udvalgte studier præsenteres som kilder til erfaringsopsamling vedrørende metoder, spørgeformater samt andre problemstillinger der er forbundet med at opgøre grundvandsressourcen i monetære værdier. Baseret på analysen af potentialer og problemer med hensyn til at værdisætte grundvand og det udførte litteraturstudie, fremlægges konkrete bud på, hvorledes værdisætningsundersøgelser af grundvand kan udarbejdes. Hermed anvendes de metodiske diskussioner og overvejelser til en konkret anbefaling vedr. designet af en egentlig værdisætningsundersøgelse.

De to forslag til studier omfatter et interviewbaseret studie med anvendelse af et forholdsvis traditionelt Contingent Valuation studie der sigter mod at opgøre værdien af grundvand til drikkevand. Denne metode er den mest hyppigt anvendte, og er fundet egnet til at værdisætte grundvandets betydning som drikkevand. Det skyldes bl.a. at befolkningen har kendskab til problemstillingen fordi man i Danmark er vant til at betale for drikkevandsforsyningen. Det andet studie tager afsæt i valgmetoder (Choice experiments), som giver mulighed for at opgøre værdien af et større spekter af de goder grundvand repræsenterer. Foruden værdien af grundvand som drikkevand, omfattes også værdien af rent grundvand mht. afledte miljø- og natureffekter i overfladevand mv.

Rapportens kapitel 3 præsenterer endvidere en omkostningsbaseret opgørelse af værdien af drikkevand. Denne opgørelse viser, for et konkret vandforsyningsområde, at de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at fremstille drikkevand udgør ca. 17 kr. per m³. Denne omkostning er væsentligt højere end de takster som forbrugerne aktuelt betaler, hvilket dels må forklares med at en række faste omkostninger og sunk costs (tabte omkostninger) omregnes til en kubikmeterydelse, dels med principperne for den velfærdsøkonomiske opgørelse. Det har ikke været muligt at inddrage de defensive omkostningerne til sikring af grundvandet i opgørelsen. Det er væsentligt at være opmærksom på, at en omkostningsbaseret opgørelse blot afspejler brugsværdien af drikkevand, og dette efter de gældende miljøbestemmelser. Ønsker man at fastlægge en beregningspris for grundvand der også afspejler værdierne for fremtidige generationer og andre såkaldte ikke-brugsværdier, vil egentlige værdisætningsundersøgelser skulle udføres.

Summary and conclusions

Valuation of groundwater imposes a range of methodological challenges, and this report outlines some of these problems and presents proposals for specific groundwater valuation projects in a Danish context. Valuation may clarify whether the value of groundwater protection equals the social costs, and may, thus form part of the foundation for decisions on the protection of the quality as well as the quantity of the groundwater resources.

This type of valuation is a challenge, because groundwater protection must consider both use and non-use values related to the quality and quantity of groundwater. Hence, the quantity and quality of the groundwater resources affect both fresh and marine waters, as well as the drinking water resources. Groundwater protection will, thus, influence the quantity and quality of the water resources in the whole water cycle and the biodiversity connected hereto, but also more specifically to the use of groundwater for drinking water. Groundwater is almost the only source of drinking water in Denmark and as such the most important element of Danish freshwater resources. Investigations indicate that there are some problems that require regulatory efforts, both with respect to quality and quantity, i.e. contamination with pesticides and nitrates in groundwater. This rather widespread contamination endangers the traditional, decentralised water supply system based on simple water treatment methods that Danish drinking water supply relies on.

Besides a description and outline of the problems connected to the Danish groundwater protection, the costs of groundwater protection are estimated in budget- and welfare economic prices. These costs do not reflect all the values of groundwater protection, however, because the costs cover only use-values. Furthermore, according to the conclusions of this analysis the welfare economic costs of drinking water supply in a specific water supply area are approximately DKK 17 per m³. These cost are much higher than the retail prices actually paid by the consumers. This can be explained partially by the fact that some of the fixed and sunk costs are not accounted for in the consumer price, and partially by the way general taxes are reflected in the consumer price. This result indicates that the costs for society (the welfare economic price) are higher than the price paid by the consumers.

In order to estimate the benefits of groundwater protection within frameworks that fully grasp the broadness of the problems and values connected to groundwater protection, two valuation studies are proposed. The problems and scenarios connected to the first study are a Contingent Valuation (CV) study on the value of drinking water protection. The other study is a Choice Experiment (CE) study on the environmental benefits of groundwater protection for the aquatic environment in general, comprising both drinking water protection and the protection of the aquatic environment. CV is proposed for the first study because the concept of protection of drinking water as well as payment for the use of this resource is familiar for the respondents. Moreover, several drinking water studies are available in the international literature, facilitating comparisons of the results. Valuation of the protection of groundwater with respect to the more intangible values of the aquatic environment is more complex, and CE is therefore proposed. This

method presents formulated choices to the respondents and they are asked to choose the most preferred alternative. This choice situation is close to market choices that respondents are used to make in everyday life.

1 Baggrund og problemstillinger

1.1 Baggrund

Danmark har en enestående god grundvandsressource, som dækker mere end 99 % af vores drikkevandsforsyning. Danske myndigheder og den danske befolkning stiller høje krav til renheden af vores grundvand og accepterer kun i sjældne tilfælde, at grundvandet renses, før det sendes ud til forbrugerne. Det medfører, at samfundet (fordelt mellem forbrugerne, vandværkerne, kommunerne, amterne og staten) anvender ressourcer på at beskytte grundvandet og især på at sikre rent drikkevand til borgerne ved at udføre nye borer i tilfælde af forurening. I dag er der generel politisk enighed om, at samfundet bør afholde disse omkostninger.

I forbindelse med det stigende krav om generelt at kunne dokumentere de samfundsøkonomiske konsekvenser af miljøprojekter, herunder at belyse og afveje konsekvenserne af forskellige tiltag og reguleringer i forbindelse med grundvandsressourcen, er det vigtigt at kunne opgøre værdien af alle gevinster, også evt. sidegevinster, samt ressourceanvendelsen (omkostningerne). I denne forbindelse er det relevant, at dokumentere hvorvidt værdien af grundvand for nuværende og kommende generationer modsvarer de ressourcer, der bliver brugt på grundvandsbeskyttelse. Samtidig er det vigtigt at kunne medregne værdien af grundvand i de tilfælde, hvor grundvandsbeskyttelse kun udgør et delmål i et projekt.

Værdien af grundvand har som udgangspunkt ingen sammenhæng med den pris, vi betaler for vand. Vandprisen afhænger af de omkostninger, der er forbundet med at hente vand op fra undergrunden og sende den ud til forbrugerne, samt visse afgifter¹. Værdien af rent grundvand er derimod det **maksimale**, det danske samfund vil betale for at bevare et rent grundvand. Her tænkes på den samlede samfundsmæssige gevinst af rent grundvand, altså også det vi vil betale, for at der er rent grundvand, og som medfører acceptable og gode miljøforhold i vandløb, vandmiljøet i øvrigt og for den terrestriske natur. For at kunne afdække den værdi, må man foretage en værdisætningsundersøgelse. Værdisætningsundersøgelser er ofte meget ressourcekrævende og skal designes grundigt for at få troværdige estimater for befolkningens betalingsvilje for rent grundvand.

1.2 Formål og problemstillinger

Formålet med denne rapport er, at præsentere resultaterne fra et forprojekt, der skal fastlægge rammerne for et værdisætningsstudie vedrørende grundvand. Grundvand repræsenterer et så komplekst miljøgode, at det er nødvendigt med et forprojekt til at fastlægge de nærmere rammer for et egentligt værdisætningsstudie, og de metodiske problemstillinger, der kan opstå når man skal forsøge at værdisætte grundvand. Disse to delformål behandles således at de metodiske diskussioner og overvejelser direkte fører til

¹ Disse afgifter har både et fiskalt og miljømæssigt sigte ved at søge at begrænse forbruget og den efterfølgende spildevandsproduktion.

en konkret anbefaling vedrørende designet af den konkrete værdisætningsundersøgelse.

Den nævnte kompleksitet medfører at der er en række problemstillinger forbundet med at værdisætte grundvandsressourcen:

1. For det første er der tale om en ressource for hvilken der er væsentlige usikkerheder i spil hvad angår vidensgrundlaget om både geologiske forhold og konkrete trusler i form af forureningsrisici forbundet med naturgivne og miljøfremmede stoffer.
2. For det andet er der tale om en ressource med en opholdstid på mellem 1-1000 år (typisk 10-100 år). En beskrivelse af ressourcen med hensyn til fornybarhed er nødvendigt i dette tidsperspektiv, da det er et særligt problem at fastlægge den periode over hvilken omkostninger og gevinster skal opgøres, både når det gælder opgørelse af etablerings- og driftsudgifter af givne beskyttelsestiltag, og gevinsterne af disse tiltag. Et eksempel er, at beslutninger om ændringer af arealanvendelsen, fx dyrkningsaftaler eller ændringer af landbrugsarealer til skov, vil have konsekvenser for grundvand, overfladevand, biodiversitet, rekreative muligheder etc., og disse konsekvenser vil indtræde på forskellige tidspunkter. Dette må der tages højde for i beregningerne ved diskontering.
3. Hertil kommer, at skalaforhold i forbindelse med opgørelsen af ressourcen har betydning. Ferskvandskredsløbet og grundvandet kan anskues på forskellige skalaer, som griber ind i hinanden. Man kan betragte og analysere kredsløb og grundvandsdannelse på national skala, vandområdedistriktsskala (VOD skala), område med særlige drikkevandsinteresser (OSD skala), vandværksopland eller på markniveau. Der er behov for at få de forskellige skalaer til at hænge sammen fordi problemløsningen og tilhørende økonomiberegninger på de forskellige skalaer skal være konsistente. Desuden har betragtninger og modeller på lille skala brug for randbetingelser fra den større skala. Man kan sige at alle skalaer, fra den globale til den lokale, griber ind og påvirker værdisætningen, så det er vanskeligt at se isoleret på et enkelt opland alene ud fra lokale vurderinger.
4. Herunder er en diskussion af problematikken omkring værdisætning af gennemsnitspris kontra marginalpris væsentlig. Marginalpriser er at foretrække, da der er stor forskel på den tilgængelige vandmængde i forhold til antal beboere i de enkelte områder. Det kan derfor være nødvendigt at estimere marginalpriser for at kunne anvende resultaterne i andre projekter (Benefit transfer). Da grundvand tjener mange formål kan det endvidere overvejes om der skal estimeres flere marginale priser afhængig af formålet. Marginalbetragtninger kontra gennemsnitsbetragtninger diskuteres også i forhold til opgørelser af omkostningerne.
5. Endelig er der tale om en ressource der er forbundet med forskellige goder, herunder brugsværdier nu og for fremtidige generationer i form af det drikkevand, der pumpes ud til forbrugerne. Grundvandsressourcen har også betydning for vandløb og søer. Hvilke goder er relevante i forbindelse med en værdisætningsundersøgelse – og hvilke kriterier skal til for at afgøre det? Hvilke eventuelle bindinger

medfører fx EU's Drikkevandsdirektiv og Vandrammedirektiv for definitionen af goderne og for valget af de goder der værdisættes? Og hvilke værdityper er relevante at inddrage i værdisætningen? Foruden brugsværdien har ressourcen værdi både nu og for fremtidige generationer (testamentarisk værdi), og værdien af at vide at ressourcen er intakt, er større end den direkte brugsværdi, da der også kan være værdier forbundet med at vide, at ressourcen eksisterer eller har en bestemt kvalitet (eksistensværdi). Disse ikke-brugsværdier kan tænkes at have en afgørende indflydelse på den samlede værdi af grundvand. De forskellige typer værdier og erfaringer med at opgøre dem, beskrives med henblik på en belysning af hvordan disse værdityper mest hensigtsmæssigt inddrages i et værdisætningsstudie.

Hovedformålet med forprojektet er at indsnævre rammerne for et konkret værdisætningsstudie på dette komplekse område. Som grundlag for at afgrænse og beskrive det konkrete værdisætningsprojekt beskrives de forskellige formål grundvand tjener, hhv. til drikkevand, til vanding, til forsyning af industri og til forsyning af det akvatiske miljø (rent vand til vådområder og habitater). Hertil knyttes en diskussion af mulighederne for at belyse kvalitative og kvantitative aspekter af grundvand med forskellige metoder, baseret på de nævnte erfaringer i udførte udenlandske projekter. Dernæst formuleres afgrænsninger af et konkret projekt i forhold til disse problemstillinger.

Som supplement beregnes og diskuteres også omkostningerne ved fremskaffelse af vand. Disse beregninger kan bruges til alternativomkostningsbetragtninger, fx i forbindelse med ændret arealanvendelse.

Selve værdisætningsundersøgelsen af grundvand påtænkes igangsat efter at dette forprojekt er afsluttet. Resultatet af en sådan værdisætningsundersøgelse i form af en samfundsøkonomisk pris på grundvand vil kunne indgå i en række samfundsøkonomiske analyser af fx skovrejsning, samt fx i relation til nitrat- og pesticidforurening.

1.3 Tidligere og samtidige projekter

CASA og Kemp & Lauritzen udarbejdede i 1995 en rapport om "Samfundsøkonomisk vurdering af afværgeforanstaltninger på forurenede lokaliteter" for Miljøstyrelsen. Projektet omhandlede opstilling og anvendelse af en metode til prioritering af indsatsen overfor punktkildeforureninger, der truer grundvandet. I omtalte rapport er der dog ikke gjort forsøg på at værdisætte grundvand.

Miljøstyrelsen har som led i projektpakken "Projekter om jord- og grundvand" fået udarbejdet en rapport om "Værdimåler for grundvandsressourcen" ved COWI Consult. I rapporten er der udarbejdet et forslag til relativt værdimål - ikke en direkte værdisætning - for grundvandsressourcen med henblik på at kunne prioritere mellem forskellige grundvandsressourcer.

Endvidere er der udført en række projekter om diverse forureningskilder til grundvand, bl.a. vedrørende BAM-forurening af grund- og drikkevand, bl.a. forårsaget af pesticidfund. Disse projekter omtales ikke yderligere her, men i et videre arbejde med værdisætningen af grundvand forudsættes det, at

Miljøstyrelsen anviser de nyeste og gældende data vedrørende både grundvandsmængden og -kvaliteten. Dette vender vi tilbage til i kapitel 5.

Vedrørende egentlig værdisætning har COWI i 2002 udført et forprojekt vedrørende metoder til værdisætning af dansk vejtrafiks forurening af jord og grundvand for Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2002 a). Forprojektets konklusion er, at en komplet værdisætning af vejtrafikkens påvirkning på jord- og grundvand er en meget kompleks opgave, hvor der mangler essentiel viden om de kvantitative sammenhænge vedrørende udledninger af stoffer, men også vedrørende skaderne. Det anbefales som konklusion på studiet, at effekterne af et enkelt eller få udvalgte stoffer af særlig interesse værdisættes, evt. i sammenhæng med det igangværende EU-projekt POLMIT om vejtrafikkens forurening af jord- og grundvand. Der foreligger dog ikke et konkret bud på et dansk projekt i rapporten.

Ud over dette forprojekt er der i Danmark ikke tidligere udført projekter der belyser værdien af grundvand med egentlige værdisætningsmetoder. Undtagelsen er, at der i forbindelse med Bicheludvalgets arbejde blev sat pris på grundvand vha. alternativ-omkostningsmetoden ud fra grundvandets anvendelse til drikkevandsproduktion. På andre områder er der udført ganske få danske værdisætningsundersøgelser af forskellige miljøgoder, bl.a. de rekreative værdier af skov (Dubgaard 1996; Dubgaard 1998; Dubgaard 2001; Bjørner et al. 2000; Hasler et al. 2002; Anthon og Jellesmark 2002). De metodiske erfaringer er således tilstede i Danmark, om end noget begrænsede.

I den internationale litteratur findes der imidlertid talrige eksempler på analyser der opgør værdien af grundvand med forskellige metoder og ud fra forskellige problemstillinger. Hovedsageligt er analyserne rettet mod at opgøre værdien af rent drikkevand, og mange af analyserne er relativt gamle (10 til 20 år). Som baggrund for beskrivelse af det konkrete værdisætningsprojekt er erfaringerne fra de udenlandske studier imidlertid særdeles relevante, når det gælder fx afgrænsning af analyserne, tidshorisonter, spørgeformater etc. Med henblik på at samle op og bygge videre på eksisterende erfaringer, er der derfor foretaget en screening af eksisterende litteratur relateret til værdisætning af grundvand/vandressourcen herunder drikkevand. På baggrund af eksisterende litteratur vedrørende Benefit transfer (det vil sige overførsel af resultater fra et eller flere studier på nye problemstillinger), tages også stilling til hvorledes det kan sikres, at en ny værdisætningsundersøgelse bliver velegnet til brug for Benefit transfer.

1.4 Disposition af rapporten

Rapporten er disponeret således, at problemstillingerne vedrørende selve grundvandsressourcen beskrives i kapitel 2 i sammenhæng med en redegørelse for hvilke goder grundvandsressourcen repræsenterer og en overordnet redegørelse for hvilke værdisætningsmetoder der kan anvendes til opgørelse heraf.

I kapitel 3 præsenteres en omkostningsbaseret værdisætning af drikkevand, ud fra såvel et budgetøkonomisk som et velfærdsøkonomisk perspektiv. En omkostningsbestemt opgørelse kan anvendes i miljøøkonomiske analyser, men det er vigtigt at være opmærksom på, at den højst kan repræsentere brugsværdien af rent drikkevand. Rekreative værdier, værdi af biodiversitet, værdier for fremtidige generationer og andre ikke-brugsværdier vil ikke være dækket af en sådan værdisætning. Det er argumentet for at gennemføre en

egentlig værdisætning og for at afdække hvilke attributter der knytter sig til grund- og drikkevand.

I kapitel 4 gives en mere detaljeret redegørelse for hvilke værdisætningsmetoder der kan anvendes til en samlet opgørelse. I tilknytning hertil præsenteres endvidere krav til og udfordringer vedrørende Benefit transfer. Herefter præsenteres i kapitel 5 et litteraturreview, hvor der samles op på hvilke erfaringer udvalgte udenlandske studier giver med hensyn til metoder og resultater.

Endelig gives i kapitel 6 en konkret beskrivelse af værdisætningsundersøgelser der baserer sig på præferencebaseret værdisætning.

2 Værdisætning af grundvand som ressource

2.1 Værdien af grundvand som ressource

Ved overvejelser om en egentlig værdisætning af grundvandsressourcen er det væsentligt at opstille en konceptuel ramme for beskrivelse af de forskellige funktioner eller værdier, som knytter sig til grundvandsressourcen; både brugs- og ikke-brugsværdier. I den følgende fremstilling tages et antropocentrisk udgangspunkt for beskrivelse af de goder, som grundvandsressourcen har betydning for. Således er det alene ressourcens værdi set fra menneskets synspunkt, som afspejles i resultaterne fra værdisætningsstudier.

Økonomisk teori og dermed værdisætning baserer sig på marginalnytte-ræsonnementer, dvs. hvor meget den enkelte er villig til at afgive af et gode (fx indkomst) for at kunne forbruge en enhed mere af et alternativt gode (fx drikkevand af en bestemt kvalitet). Dette betyder, at der principielt er tale om marginale priser og ikke absolutte værdier. Resultaterne af et værdisætningsstudie opgør derfor betalingsviljen for en ekstra enhed drikkevand af en bestemt kvalitet og ikke værdien af godet "vand".

Dette er særdeles vigtigt ved fortolkning og anvendelse af resultater fra værdisætningsstudier, idet det betyder, at det ikke er grundvandsressourcens samlede værdi, der er genstand for værdisætningen, men betalingsviljen for marginale ændringer i de goder, der følger af den menneskelige anvendelse af grundvand.

Endvidere er udgangspunktet væsentligt: hvordan påvirkes befolkningens betalingsvilje af den hidtidige vandforsyning. Vil rent drikkevand tilægges en anden værdi i områder der har grundvand af rimelig kvalitet, sammenlignet med områder hvor grundvandet er af dårligere kvalitet, og hvordan skal eventuelle forskelle fortolkes?

2.2 Goder der knytter sig til anvendelsen af grundvand

Grundvand er i Danmark, som nævnt, den alt overvejende kilde til drikkevand, og som følge heraf har der været stor politisk og administrativ fokus på aspekter der knytter sig hertil, hvilket afspejler sig i national lovgivning og regulering.

Foruden anvendelsen til drikkevand i husholdningerne, anvendes grundvand (bl.a. gennem drikkevandsforsyningen) til husdyr- og industriproduktion, herunder afgrødevanding, ligesom grundvand gennem det hydrologiske system spiller en væsentlig rolle for overfladevand i søer, vandløb samt kildevæld. Kvaliteten af disse brugsformer er ligesom drikkevandet reguleret i national lovgivning og gennem EU's Vandrammedirektiv. Et hovedprincip i Vandrammedirektivet er, at vandressourceforvaltningen skal ske ud fra helhedsbetragtninger, hvor vandkvantitet, vandkvalitet, fysiske forhold,

økologiske forhold og økonomiske forhold skal vurderes samlet, og hvor forskellige forekomster af vand skal ses i sammenhæng. Der er ved fastlæggelse af miljømålene for grundvand, efter Vandrammedirektivets definitioner, behov for at klarlægge grundvandets betydning for den økologiske tilstand i bl.a. vandløb.

Grundvandsressourcen har således primær betydning for frembringelsen af en række markedsomsatte goder som fx drikkevand og industri- og landbrugsprodukter, samt for en række ikke-markedsomsatte goder som fx landskab og biodiversitet. Desuden har grundvand sekundært betydning for eksempelvis næringsstoff tilbageholdelse fra vådområder og dermed biodiversiteten i søer og fjorde. I tabel 2.1 er de forskellige typer af goder, der knytter sig til grundvand, beskrevet, ligesom sammenhængen til grundvandsressourcen er omtalt. Desuden er det angivet om der er tale om markedsomsatte eller ikke-markedsomsatte goder, samt hvilke typer af værdier de omfatter.

Tabel 2.1. Goder der knytter sig til grundvandsressourcen

Beskrivelse af gode	Sammenhæng til grundvand	Type af værdier
Drikkevand (markedsomsat og ikke-markedsomsat)	Indvinding af grundvand til drikkevandsforsyningen	Brugsværdi, Optionsværdi
Produkter fra industri og landbrug (markedsomsat)	Anvendelse af grundvand i produktionsprocesser og til vanding	Brugsværdi, Optionsværdi
Landskab (ikke-markedsomsat)	Grundvandsstanden har betydning for vandstanden i søer og vandløb og dermed landskabet	Brugsværdi, Eksistensværdi, Optionsværdi
Biodiversitet (ikke-markedsomsat)	Flora og fauna er påvirkede af vandstanden og vandkvaliteten i vådområder, søer og vandløb	Brugsværdi, Eksistensværdi, Optionsværdi
Afledte effekter (markedsomsat og ikke-markedsomsat)	Grundvandsstanden har betydning for jordens dræningsstilstand, hvilket både påvirker landbrugsproduktion og risikoen for oversvømmelse af kældre og huse Grundvandsstanden har betydning for antallet og omfanget af vådområder, som bidrager med bl.a. næringsstoff tilbageholdelse og reduktion af luftemissioner	Brugsværdi, Eksistensværdi, Optionsværdi

Eksistensværdien omfatter værdien af at et gode eller en ressource findes, selv om respondenterne ikke gør brug af godet, eller påtænker ikke at gøre brug af det i fremtiden. Optionsværdi omtales også i flæng som testamentarisk værdi (fx i Pearce & Turner, 1990). De to termer dækker principielt over det samme, nemlig værdien af at kunne forbruge et gode eller en ressource i fremtiden, men sidstnævnte forstås ofte som dækkende goder forbundet med intergenerations problemstillinger.

Det ses, at grundvandsressourcen – og dermed anvendelsen af denne – har betydning for en lang række goder, samt at disse goder omfatter både brugs, eksistens og optionsværdier. Eksempelvis vil effekten på godet ”biodiversitet” omfatte brugsværdier i form af befolkningens oplevelse af flora og fauna ved rekreative aktiviteter samt eksistens- og optionsværdi, såfremt forekomsten af bestemte arter eller naturtyper trues som følge af grundvandsindvindingen.

2.3 Værdisætning af grundvandsressourcen

I sammenhæng med gennemførelse af værdistudier for ændringer i grundvandsressourcen, skal disse ideelt set omfatte samtlige goder, som er omtalt i tabellen, men i praksis vil metodevalg samt design af konkrete studier være afgørende for hvilke som reelt vil indgå. Dette spørgsmål vendes der tilbage til i de kommende kapitler, idet der her fokuseres på en økonomisk beskrivelse af grundvandsressourcen og dens anvendelse.

Grundvandsressourcen og påvirkningen af de dertil knyttede goder (tabel 2.1) kan karakteriseres både ved kvantiteten og kvaliteten af ressourcen. Kvantiteten påvirkes direkte som følge af indvindingen til forbrug, medens kvaliteten påvirkes gennem forurening af grundvandsressourcen fra industri, landbrug, husholdninger, mv. Kvaliteten kan også påvirkes af indvindingsmængden – i områder med kalk kan der fx opstå for høje nikkelinhold, og i områder hvor der er salt grundvand dybere nede, kan saltet trækkes op ved for stor indvinding. Disse kvalitetsforringelser kan være irreversible inden for en overskuelig tidshorisont.

Den menneskelige påvirkning har således betydning både i ressource- og miljøøkonomisk forstand. Hermed forstås, at de ressourceøkonomiske aspekter omfatter den direkte indvinding og anvendelse af grundvandsressourcen, fx hvor meget, hvornår og hvorfra, medens de miljøøkonomiske aspekter omfatter eksternaliteter af andre aktiviteter på kvaliteten af grundvandsressourcen.

I den følgende fremstilling fokuseres på de ressourceøkonomiske aspekter, idet de kvalitative aspekter opfattes som attributter ved grundvandsressourcen, som søges påvirket gennem miljøpolitikken. Desuden er det i praksis således, at vandboringer lukkes, hvis de eksempelvis er pesticidforurenede, således at indvindingen flyttes, hvorfor der er en direkte sammenhæng mellem kvalitet og **de facto** kvantitet. Ressourceøkonomisk teori tager udgangspunkt i en klassisk artikel af Hotelling (1931): "The Economics of Exhaustible Resources" og siden hen er der udviklet en betydelig litteratur på området. Ofte arbejdes der med en opdeling på to hovedtyper af ressourcer:

- 1) udtømmelige ressourcer, og
- 2) selvfornyende ressourcer.

Mellem disse to yderpunkter er der mange mellemformer.

Grundvand hører under de "betinget" selvfornyende ressourcer, det vil sige at der sker en regenerering af grundvandsressourcen gennem infiltration af regnvand og grundvandsdannelse, om end dette sker over lang tid i nogle grundvandsmagasiner.

Den udnyttelige grundvandsressource udgør kun en brøkdel af nettonedbøren. Vandrådet nåede i 1992 frem til en samlet udnyttelig ressource på 15 % af nettonedbøren (udnyttelig ressource = 1,8 mia. m³/år / nettonedbør = 12 mia. m³/år), hvorimod den seneste landsdækkende opgørelse med den nationale vandressourcemodel (Henriksen og Sonnenborg, 2003) viser en udnyttelig ressource på 6 % af nettonedbøren (udnyttelig ressource = 1,0 mia. m³/år / nettonedbør = 16 mia. m³/år). Den primære forklaring på denne nedskrivning er, at den nye opgørelse regner detaljeret på hele ferskvandskredsløbet, og at påvirkninger af natur og vandløb begrænser de mængder, vi kan indvinde fra grundvandet. Grundvandsdannelsen kan ikke ses uafhængigt af indvindingen: Når grundvandets niveau er højt, strømmer der vand ud i vandløbene. Når grundvandet synker under et vist niveau, løber grundvandet ikke ud i vandløbene mere - det bliver i grundvandsmagasinet. Det vand der ikke ledes ud i vandløbet kan altså udnyttes, men indvindingspotentialer er endeligt.

Hertil kommer at problemer med vandkvaliteten i det øvre grundvand betyder at dele af denne ressource i en årrække må afskrives. Der er her dels forøget

risiko for at trække nitrat og pesticider ned fra de øvre forurenede magasiner og dels for frigivelse af stoffer fra undergrunden, fx nikkel, når der pumpes for meget. Det anslås at knap en tredjedel af grundvandsdannelsen til de dybere magasiner (30-50 meters dybde) er udnyttelig, svarende til ca. 10 % af nettonedbøren (Henriksen og Sonnenborg, 2003).

Der er altså to særlige forhold ved grundvand. For det første er den udnyttelige ressource (regenereringen) kun betinget uafhængig af forbruget af ressourcen, dvs. kun når indvindingen ikke indebærer overudnyttelse. Såfremt ressourcen overudnyttes er værdien af regenereringen tvivlsom, og grundvandet skifter her karakter fra værende en fornyelig ressource i retning af en udtømmelig ressource. Dette gælder også ved forurening: I takt med at vandboringer flyttes mod større dybde, følger forureningen blot efter indtil hele magasinet er forurenet. Dette betyder, at det samlede indvindingspotentiale på en given lokalitet i en given periode er endeligt.

For det andet sker regenereringen langsomt, hvorfor forurening af grundvandsressourcen vil påvirke kvaliteten i en længere årrække selv efter at forureningen er ophørt. Disse forhold betyder, at marginale indvindingsomkostninger vil være stigende. Argumentet er, at hvis potentialet er udnyttet på en lokalitet eller den lokale grundvandsressource er forurenet, må indvindingen flyttes til en ny lokalitet, hvilket øger marginalomkostningerne. Det nye er her, jf. den seneste landsdækkende ressourceopgørelse, at der ikke er andre steder at flytte indvindingen hen, fx på Sjælland, hvor nye vandmængder vil skulle hentes i meget store afstande fra København. Samtidigt vil det også være således, at forbruget i periode 1 kan være bestemmende for indvindingspotentialet i kommende perioder. Dette vil være tilfældet, såfremt forbruget i periode 1 overstiger regenereringsraten i samme periode (fx ved forurening af magasinet). I dette tilfælde bør omkostningerne ved forbruget i periode 1 både omfatte de direkte indvindingsomkostninger samt de ekstra indvindingsomkostninger i fremtidige perioder. Sidstnævnte er det, der i litteraturen kaldes **ressourcerenten**.

Ressourcerenten forbindes oftest med optionsværdien for den direkte anvendelse af grundvand til forbrug, men kunne principielt også omfatte effekterne på de øvrige goder, såfremt hensynet til disse afspejles i forskellige indvindingsstrategier med dertil hørende omkostninger. Dette kræver dog, at der foreligger konkrete politiske målsætninger for den maksimale påvirkning af disse gennem grundvandsindvindinger. I Københavns Amt og visse andre steder i landet (fx på Samsø) er der til vandindvindingstilladelser knyttet et mål i form af stop for indvinding, såfremt grundvandspejlet i en længere tør perioden, sænkes til under en given kote. Bortset fra disse enkeltstående tilfælde har der ikke været tradition for at arbejde med "dynamiske indvindingstilladelser" i Danmark, hvor konkrete målsætninger til fx grundvandsspejl eller vandføring er indarbejdet i tilladelsen. Til vandløbene foreligger der imidlertid mange steder konkrete politiske målsætninger for maksimal påvirkning. Disse fastsættes i regionplanerne.

Ressourcerentens størrelse vil afhænge af om der sker en overudnyttelse af grundvandsressourcen. På en lokalitet med tilstrækkeligt grundvand i forhold til efterspørgslen skal der ikke beregnes nogen ressourcerente. Det skal der derimod hvor der sker en indvinding af grundvand ud over regenereringsraten og det er derfor væsentligt at beskrive, hvilke kriterier der ligger til grund for vurderinger heraf.

I området København, Roskilde, Køge viser den seneste undersøgelse af grundvandsressourcens størrelse (Henriksen og Sonnenborg, 2003) en overudnyttelse på 3-4 gange den udnyttelige ressource, alene bedømt i forhold til hensynet til en sikring af grundvandskvaliteten. I dette område er der samtidig en massiv forurening med både nikkel, pesticider og andre miljøfremmede stoffer som underbygger den overudnyttede tilstand, og som her også slår igennem i råvandskvaliteten ved kildepladserne.

På grundlag af gennemgangen ovenfor foreslås det, at værdisætningen af effekterne af forskellige strategier for grundvandsindvinding opdeles på de egentlige produktionsomkostninger, inklusiv en evt. ressourcerente samt påvirkningen af øvrige goder, som knytter sig til grundvandsressourcen, beskrevet ved en række miljø- og landskabsattributter (indikatorer). Dermed kan den enkelte respondents (i) nytte ved en given indvinding af grundvand til drikkevand (j) beskrives ved følgende indirekte nyttefunktion:

$$U_{ij} = V_{ij} (P_{ij}^I, P_{ij}^R, X_{ij}, Z_i) + e_{ij} \quad (\text{formel 1})$$

hvor

P_{ij}^I og P_{ij}^R er henholdsvis indvindingsprisen samt den eventuelle ressourcerente
 X_{ij} er drikkevandets kvalitet samt afledte effekter på miljø- og landskabsattributterne

Z_i er den enkelte respondents karakteristika

e_{ij} et stokastiske element.

$V_{ij} (P_{ij}^I, P_{ij}^R, X_{ij}, Z_i)$ er den deterministiske og observerbare del af den samlede nytte. Det er dennes formels koefficienter som skal estimeres på grundlag af indsamlede data, såfremt værdisætningen af forskellige niveauer for grundvandsindvinding gennemføres på grundlag af data for hypotetiske markeder.

Formlens variable svarer principielt til de goder, knyttet til grundvandsressourcen, der er omtalt i tabel 2.1. Afhængigt af det konkrete design vil værdisætningsstudier omfatte en eller flere af disse parametre, hvilket giver grundlag for at estimere de dertil knyttede koefficienter (betalingsviljen).

2.4 Metoder

Værdisætning af miljøgoder kan gennemføres med en række forskellige metoder. Overordnet kan man skelne mellem omkostningsbaserede metoder og præferencebaserede metoder. Ved den omkostningsbaserede metode sættes prisen til omkostningerne ved indvinding samt sikring af den ønskede grundvandskvalitet, idet det antages at de politiske prioriteringer, som ligger til grund for den førte politik repræsenterer samfundets betalingsvilje. Ved den præferencebaserede metode søges præferencerne opgjort ved at spørge et repræsentativt udvalg af respondenter om deres betalingsvilje for forskellige kombinationer af de attributter, der knytter sig til grundvandsressourcen.

Den præferencebaserede tilgang har den fordel i forhold til den omkostningsbaserede metode, at det er muligt at estimere den marginale betalingsvilje hos forbrugerne for samtlige af grundvandsressourcens attributter. Derimod afspejler den omkostningsbaserede metode beslutningstagernes betalingsvilje for at opnå en given grundvandskvalitet uden at attributterne nødvendigvis er præcist beskrevne. Omvendt kan de præferencebaserede metoder føre til problemer med at opnå valide svar som følge af at spørgsmålene netop er hypotetiske. Der er derfor risiko for, at de adspurgte ikke afslører deres reelle betalingsvilje.

Hvilken metode, der bør foretrækkes, afhænger af den konkrete sammenhæng. I forhold til værdisætning af grundvand er, som nævnt, ændringer i kvaliteten af drikkevand og herunder afledte humane effekter en betydningsfuld egenskab ved grundvandsressourcen. Men også de afledte effekter for andre miljø- og naturindikatorer er af betydning. Nogle af effekterne – fx drikkevandskvaliteten har klare brugsaspekter. Men de øvrige effekter kan involvere væsentlige eksistensværdielementer, hvilket nødvendiggør anvendelsen af hypotetiske værdisætningsstudier.

Grundet de skitserede fordele og ulemper ved de to tilgange behandles begge i det følgende med henblik på at give et nuanceret grundlag for beslutninger om videre studier.

Den omkostningsbaserede metode

Ved den omkostningsbaserede metode søges betalingsviljen opgjort på grundlag af gennemførte (politiske) handlinger. Den afgørende antagelse er her, at de afholdte omkostninger er identiske med betalingsviljen for de goder, der opstår ved den gennemførte indvinding og kvalitet af grundvand til drikkevand. Med anvendelse af terminologien i formel 1 svarer dette til at:

$$C_{ij} = V_{ij} (P_{ij}^I, P_{ij}^R, X_{ij}) + e_{ij} \quad (\text{formel 2})$$

hvor

C_{ij} er de afholdte omkostninger til produktion af drikkevand samt til beskyttelse af grundvandsressourcen, idet i her ikke refererer til de enkelte respondenter, men de politiske beslutningstagere.

Indvindingsomkostningerne opgøres som de direkte omkostninger ved produktion af drikkevand samt omkostningerne foranlediget af de defensive foranstaltningers beskyttelse af vandressourcen. De direkte omkostninger omfatter således investeringer og løbende ressourceforbrug ved grundvandsindvinding og distribution af vandværksvand til forbrugerne. Defensiv omkostninger skyldes de krav som landbruget og andre sektorer er pålagt med henblik på grundvandsbeskyttelse samt de administrative omkostninger ved at implementere og håndhæve disse.

Alle relevante defensive omkostninger, der afholdes for at opnå den ønskede drikkevandskvalitet, bør medregnes ved opgørelsen, såfremt målet er at opgøre totalomkostningerne. Ved opgørelse af marginalomkostninger er det kun ekstraomkostninger i forbindelse med en ændret indvinding af grundvandsressourcen, som skal medtages. Det er væsentligt at den estimerede pris vil være givet af det sæt af attributter (nitrat- og pesticidindhold i drikkevandet, økologiske effekt mv.) som følger af det aktuelle forbrug og de aktuelle defensive omkostninger. Dermed refererer den

omkostningsbaserede pris til en given tilstand for godet: ”grundvand anvendt som drikkevand”, og kan derfor også kun anvendes inden for et begrænset interval for ændringer i godet.

Den præferencebaserede metode

Formålet med de præferencebaserede metoder er helt generelt at kvantificere betalingsvilligheden for ikke-markedsomsatte miljøgoder. Målet er således det samme som ved den omkostningsbaserede metode, men en afgørende forskel er at der her ses på forbrugernes (slutbrugernes) præferencer, modsat de politiske præferencer ved den omkostningsbaserede metode.

Da drikkevand omsættes på et marked (om end et marked præget af monopolvirksomhed), kunne forbrugerpræferencerne ideelt set estimeres på baggrund af observeret markedsadfærd. Imidlertid har forbrugerne reelt ikke nogen valgmulighed eller information med hensyn til kvaliteten af drikkevandet og de økologiske effekter ved indvinding af dette, hvorfor præferencerne for ændringer i disse attributter ikke kan estimeres på grundlag af det eksisterende vandmarked. Endvidere er det også ønskeligt at bestemme betalingsviljen for beskyttelse af grundvandet mere bredt end kun beskyttelse af drikkevandet.

Derfor er det nødvendigt at præsentere forbrugerne for hypotetiske valgmuligheder for at estimere betalingsviljen for beskyttelsestiltag vedrørende grundvandet. Der tales også om hypotetiske markeder, hvormed menes, at forbrugerne bliver bedt om at foretage deres forbrugsvalg under forudsætning af, at de har en reel valgmulighed og at de skal kunne afholde de økonomiske omkostninger herved over deres husholdningsbudget. På denne vis søges det at simulere købsituationen som den foregår med markedsomsatte goder.

De hypotetiske metoder er de mest hyppigt anvendte metoder både indenfor litteraturen og i policysammenhæng (fx i USA, men også i de øvrige nordiske lande). Metoderne er anvendt til at værdisætte et bredt spekter af problemstillinger, og har tidligere fundet anvendelse i studier af rekreative goder (Dubgaard, 1996;1998), dyrevelfærd (Bennett og Larson, 1996), truede dyrearter (Jakobsson og Dragun, 1996) og transportsikkerhed (Jones-Lee et al., 1985) for at nævne nogle eksempler.

Metoderne kan enten sigte mod at opgøre betalingsvilligheden (Willingness To Pay), eller mod at afsløre den kompensation, der gør en given (negativ) miljøeffekt acceptabel (Willingness To Accept). I flere studier har det også vist sig (se for eksempel Diamond og Hausmann (1993) og Milgrom (1993)) at WTP og WTA er forskellig. Der findes en række teoretiske forklaringer på forskellen. Krutilla (1967) og Hanemann (1991) argumenterer for, at der kan være stor forskel på WTP og WTA hvis det betragtede gode ikke har tætte substitutter, men den væsentligste forklaring kan findes i den såkaldte indkomsteffekt (se Mitchell og Carson, 1989). Forklaringen i indkomsteffekten er, at hvis betalingen eller kompensationen udgør en stor del af respondenternes samlede indkomst kan forskelle mellem WTA og WTP forklares hermed. Men i de fleste studier er der tale om at WTP og WTA er negligerbare i forhold til den samlede indkomst, hvorfor de to mål bør være ens i forhold til metodens fundering i økonomisk teori (se Diamond & Hausmann, 1993; Milgrom, 1993). I nyere litteratur anbefales opgørelse af

betalingsvillighed (WTP); bl.a. NOAA ² panelet anbefaler dette mål. Begrundelsen er bl.a. at der fås et konservativt mål for betalingsviljen ved at anvende dette mål.

Der findes en lang række metoder, som gennem hypotetiske markeder har til formål at afsløre præferencer for ikke-markedsomsatte goder. Udformningen af de enkelte metoder varierer også i praksis fra studie til studie. Som nævnt gives en generel beskrivelse af de mest relevante metoder for denne problemstilling i kapitel 4, mens der gives konkrete eksempler på anvendelser fra litteraturen i kapitel 5.

2.5 Relevante bindinger og miljømål vedrørende grundvandsressourcen

Indledningsvist stillede vi spørgsmålet om hvilke eventuelle bindinger reguleringen, specielt EU's Drikkevands- og Vandrammedirektiv, betyder for definitionen af goderne og for valget af de goder der værdisættes (jf. tabel 2.1.). Som nævnt i afsnit 2.1 er der opstillet en række miljømål i både national regulering og i Drikkevands- og Vandrammedirektiverne, og disse mål har selvfølgelig relevans for de konkrete problemstillinger der lægges til grund i værdisætningen af grundvand.

Hverken Vandramme- eller Drikkevandsdirektivet omfatter egentlige krav om, at medlemstaterne skal udføre værdisætning i forbindelse med implementeringen af mål og virkemidler. WATECO (Working Group on Water Economics - en uformel økonomisk ekspertgruppe nedsat til at rådgive om økonomiske analyser ifm. Vandrammedirektivet) - anbefaler dog, at værdien af vandressourcerne opgøres så der ud over omkostningseffektivitetsanalyse af virkemidler også kan foretages vurderinger af benefits.

Vandramme- og Drikkevandsdirektiverne omfatter endvidere fordringer og krav som har betydning for definitionen af de goder og kvaliteter, som grundvandet iht. direktiverne skal besidde. Vandrammedirektivet fordrer fx at forringelse af overfladevandets og grundvandets tilstand skal forebygges, og det grundvand (og overfladevand) der allerede er skadet, skal restaureres, så det indenfor en tidshorisont på 15 år har en "god tilstand". Med "god tilstand" menes der for grundvand, at

- vandindvindingen ikke overstiger en brøkdel af grundvandsdannelsen på længere sigt – det vil sige, at der er krav til **kvantiteten**,
- grundvandet har en god kemisk **kvalitet**. (Miljøstyrelsen, 2002b).

Der foreligger ikke i øjeblikket en nærmere definition af hvad der konkret menes med disse miljømål. Ifølge den seneste ressourceopgørelse kan der kun udnyttes 6 % af grundvandsdannelsen (nettonedbøren), såfremt både vandløb

².NOAA panelet (the National Oceanic and Atmospheric Administration) har foreslået nogle klare retningslinjer for anvendelsen af CVM-metoden og for hvordan metoden bør benyttes. Amerikanske myndigheder oprettede dette ekspertpanel, ledet af økonomerne Arrow og Solow, efter den såkaldte Exxon-Valdez-sag. Panelet omtales normalt som NOAA-panelet, og de konkluderede at betinget værdisætning ved CVM kan give pålidelige estimater i sammenhæng med USA's miljøpolitik, men også hvis resultaterne skal bruges i retsafgørelser.

og natur samt grundvandskvalitet skal tilgodeses (Henriksen og Sonnenborg, 2003), og kun hvis man slækker på hensynet til vandløb vil man kunne indvinde op til ca. 10 % af nettonedbøren.

Der er kun faste krav til den kemiske kvalitet af grundvandet for nitrat og pesticider. For nitrat gælder grænsen på maks. 50 mg nitrat i drikkevand også for grundvand, og der må ikke findes pesticidrester over 0,1 mikrogram/l (Miljøstyrelsen, 2000). Problemstillinger og kvalitetsindikatorer i konkrete værdisætningsundersøgelser af grundvand kan derfor relateres til disse mål. Der er store geografiske variationer i fundene af nitrat og pesticider i grundvandet (jf. fx Miljøstyrelsen 2000) – bl.a. i drikkevandsboringer, hvilket der bør tages hensyn til ved udvalgte områder for konkrete værdisætningsundersøgelser (jf. kapitel 5.).

Ift. overfladevand, også overfladevand der påvirkes af grundvandstilstrømning, opereres der med konkrete mål. Der er i vandrammedirektivet lagt op til, at der skal fastsættes særlige miljømål om "godt økologisk potentiale" for stærkt modificerede vandområder. Den konkrete fortolkning af hvad gunstig og god kvalitet kræver er endnu ikke fastlagt. Konkrete mål kan formuleres i forhold til tilstedeværelse, og evt. antal, af bestemte arter i vandmiljøet.

En rapport udgivet i 2002 (Miljøstyrelsen, 2002b) indeholder en omfattende redegørelse for eksisterende viden, og også for vidensbehovet, vedr. kvalitet af grundvand, herunder for grundvandets påvirkning af overfladevand ved forskellige udnyttelse af grundvandet. Eksplicit beskrives miljø- og økologiske effekter af forskellige former for grundvandsindvinding mv. i relation til påvirkningen af overfladevand, fx for smådyrsfauna og fiskefauna. For eksempel vil oppumpning af grundvand medføre en reduktion i vandføringen i tilstødende åer og vandløb, og der vil i mange tilfælde ske en reduktion af vandbundens vanddækkede areal. Disse reduktioner kan have betydelige konsekvenser for flora og fauna der har levesteder i disse områder, og både antal og udbredelse kan reduceres.

Omfanget af denne form for påvirkning af de biologiske forhold afhænger bl.a. af hvor hyppigt der sker tørlægning, over hvor lang tid, arternes eventuelle tilpasninger til udtørring og tilgang til andre områder (refugier). Også reduktion i vandføring og lavere strømhastigheder kan have konsekvenser for fauna og andre organismer - sand og finere partikler kan sedimenteres, og medføre ændringer i bundforholdene.

I forbindelse med den landsdækkende vandressourceopgørelse (Henriksen og Sonnenborg, 2003) er det vurderet, at der ved vandindvinding kan tages ca. 1/10 af middelfaststrømningen til vandløb fra grundvand og drænvand. En acceptabel påvirkning af minimumsvandføringen i sommerperioden i vandløb er vurderet i forhold til fastsatte recipientmålsætninger for de enkelte vandløbsstrækninger (5, 10, 15, 25 og 50 % påvirkning i forhold til referencesituationen "uden pumpning"). Eksempelvis antages maks. 10 % påvirkning for gyde- og opvækstområder for laksefisk. Disse påvirkningsgrader er baseret på en vejledning i vandforsyningsplanlægning tilbage fra 1979.

Denne form for viden om effekterne af ændret grundvandsanvendelse kan bruges som indikatorer i værdisætningsammenhæng, i det omfang data og resultater er generaliserbare. Indikatorerne kan præsenteres for respondenter

på forskellig vis, hvilket vi har været inde på i afsnit 2.4, og vender tilbage til i kapitel 5.

Den danske vandforsyningslov omfatter endvidere bestemmelser om at vandværkerne skal informere borgerne om drikkevandskvalitet. Vandværkerne skal stille information om det leverede drikkevand til rådighed for alle forbrugere i vandværkets forsyningsområde, bl.a. om drikkevandets kvalitet, vandbehandlingen på vandværket samt om indvindingsforhold. Vandværkerne kan selv vælge hvordan denne information skal tilgå borgerne. Konkrete spørgsmål i værdisætningen kan bl.a. baseres herpå, ved at de udformes med udgangspunkt i de formuleringer, der ellers tages i anvendelse i vandværkernes information til forbrugerne. Vi uddyber dette i kapitel 6.

2.6 Sammenfatning

De goder der knytter sig til grundvand som ressource er foruden brugsværdier som fx anvendelse til drikkevand og input til industriel og landbrugsmæssig anvendelse, ikke markedsomsatte brugs- og ikke-brugsværdier som skyldes den påvirkning grundvandskvaliteten har på overfladevand og vandindholdet i søer og åer. Det påvirker bl.a. landskabets udseende og funktion samt biodiversitetsforhold. Grundvandsstanden har også betydning for faktorer som fx oversvømmelsesrisici, vådområdernes funktion mv.³

Disse goder og værdier er i forskellig grad reguleret i den nationale lovgivning og i EU-direktiver, som kan bruges som udgangspunkt for konkrete problemstillinger i værdisætningen. Fx er der i en del tilfælde stillet specifikke kvalitetskriterier op for grundvand og drikkevand, som kan anvendes som grundlag for værdisætningen, idet vi gennem værdisætning kan undersøge befolkningens betalingsvilje for disse kvalitetskriterier, en for en eller samlet.

Forskellige metoder kan tages i anvendelse. Disse kan i forskellig grad tilpasses de aktuelle problemstillinger og goder som udnyttelsen af grundvandsressourcen repræsenterer.

³ En metode til at systematisere mange forskellige effekter er multiple-pathway-metoden, som omtales i Andersen og Strange (2003).

3 Omkostningsbestemt beregningspris

3.1 Indledning

En omkostningsbestemt beregningspris vil være udtryk for **brugsværdien** knyttet til et miljøgode. I modsætning til beregningspriser fastlagt ved betalingsvillighedsundersøgelser er det ikke muligt at opgøre rekreative værdier, værdier for biodiversitet og vandmiljø generelt, værdier for fremtidige generationer eller andre ikke-brugsværdier gennem den omkostningsbaserede metode. Principielt vil en sådan omkostningsbestemt beregningspris derfor være udtryk for et konservativt estimat. I fravær af et estimat baseret på betalingsvillighedsundersøgelser kan omkostningsbestemte priser imidlertid godt anvendes i fx cost-benefit analyser. Både ExternE og EU-kommissionen har hidtil anvendt en omkostningsbestemt pris på drikkevand i deres analyser.

I Miljøministeriets samfundsøkonomiske vejledning er der i afsnit 3.3.6 givet forslag til hvordan der kan fastlægges en omkostningsbestemt beregningspris for værdien af grund- og drikkevand (Møller et al, 2000). Projektet opgør i dette kapitel en omkostningsbestemt beregningspris, idet der til brug for ministeriets analyser er behov for at belyse dette, men der vil formentlig være tale om en midlertidig pris, der på sigt vil blive erstattet af en bedre konsolideret pris.

Grundvandsressourcen repræsenterer en naturressource, og den er betinget fornybar, idet det hydrologiske kredsløb medfører at grundvandsmagasinerne løbende tilføres ny vandressourcer. Ressourcen er dog kun betinget fornybar, da der tager lang tid før ressourcen regenereres. Også for en omkostningsbestemt opgørelse har dette implikationer for beregningsprisen.

Ved den omkostningsbaserede metode opgøres prisen som summen af omkostningerne ved indvinding og distribution, og et tillæg for ressourcerenten tilføjes, hvor dette er relevant. Omkostningerne udgøres principielt både af de direkte omkostninger, samt af de indirekte defensive omkostninger til sikring og beskyttelse af grundvandet.

Benyttes vandet som forbrugsgode er det ideelt set vandets købspris, der udgør beregningsprisen, mens det hvor vandet anvendes som produktionsgode eller råvare er de direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger der anvendes (Møller et al, 2000: 96).

Drikkevand er et markedsomt gode, hvorfor betalingsvillighed kan aflæses i forbrugernes adfærd på markedet for vand. Imidlertid er drikkevandsforsyning også et naturligt monopol, således at forbrugerne i praksis må underlægge sig de priser det lokale vandværk fastlægger for drikkevandsforsyning. Endvidere er vandforsyningen i Danmark underlagt et hvile-i-sig-selv princip, således at vandtariffen er baseret på en omkostningsopgørelse. Derfor burde der principielt set ikke være forskel på anvendelse af købspriser og opgørelsen af produktionsfaktoromkostningerne.

Købsprisen kan dog være forvredet såfremt vandværket ikke sikrer fuld dækning af omkostningerne, fx ved for lav geninvesteringstakt eller hvis vandværket delvis drives af frivillig arbejdskraft, hvis manglende aflønning ikke værdiansættes.

Opgørelsen af ressourcerentens størrelse vil variere alt efter om der sker en overudnyttelse af grundvandsressourcen samt af randbetingelser for de områder hvor analysen foretages. På en lokalitet med rigeligt grundvand skal der ikke beregnes nogen ressourcerente, idet grundvandsmagasinerne løbende fornyes igennem den naturlige proces. Hvor der derimod sker en overindvinding eller nedslidning af grundvandsressourcen, således at magasinerne formindskes eller at kvaliteten forringes, vil det være nødvendigt at beregne en ressourcerente.

Når problemstillingen handler om at bestemme en pris for drikkevand, skal den omkostningsbestemte beregningspris forhøjes med ressourcerenten. Når det handler om grundvandets værdi repræsenteres denne ved ressourcerenten.

Det bemærkes, at det ikke har været sigtet at opgøre de defensive omkostninger til grundvandssikring i forbindelse med dette projekt, fx. omkostninger i forbindelse med tiltag mod forurening fra landbruget, hvorfor den følgende opgørelse er partiel.

3.2 Budget- og vel færdsøkonomiske omkostninger

Ved budgetøkonomiske beregninger opgøres fordelingen af omkostninger på aktører, mens formålet med den velfærdsøkonomiske analyse er at opgøre konsekvenserne af et projekt for samfundets samlede velfærd.

Ved opgørelsen af de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger er der taget udgangspunkt i data som er opgjort til brug for et benchmarking projekt, hvor DANVA (Dansk Vand- og Spildevandsforening) indhenter omkostningsdata fra alle landets vandværker.

Da der endnu ikke foreligger en samlet analyse, er de følgende beregninger baseret på data fra en større kommunal vandforsyningsenhed, nemlig Århus Kommunale Værker (ÅKV), som opgjort på indberetningsskemaerne til DANVA. ÅKV driver vandforsyning i et område med henholdsvis tæt bymæssig bebyggelse, forstadsboligområder, mindre byer og egentlige landområder, ligesom indvindingen er fordelt på et antal større og mindre produktionssteder, således at ÅKV-dataene i fraværet af landsdækkende data giver sikkerhed for en vis diversitet i forsyningsvirksomheden. Det lokale omkostningsniveau for lønninger og investeringer må endvidere anses for mindre skævt end eksempelvis data fra hovedstaden. Anvendelsen af et kommunalt ejet vandværk i modsætning til et privat giver sikkerhed for, at der ikke er udbredt anvendelse af ulønnet arbejdskraft.

ÅKV har indberettet detaljerede data for forsyningsvirksomheden, både for de fysiske aktiviteter og forhold, og for den regnskabsmæssige opgørelse. Under de fysiske beskrivelser er bl.a. detaljeret opgjort ledningsnet og installationer, og disses alder og afskrivningsprofil er beskrevet. Regnskabsopgørelsen vedrører året 2001 og omkostningerne til virksomheden kan opdeles på henholdsvis produktion, distribution og administration, ligesom driftsudgifter og investeringsudgifter er opgjort særskilt.

Tabel 3.1. sammenfatter den beregnede nyanskaffelsesværdi for alle aktiver og angiver endvidere afskrivningsprofilen for de enkelte kategorier som fastlagt af DANVA. Afskrivningsperioderne varierer fra helt op til 75 år for de fleste ledningsinstallationer og ned til 8 år for eksempelvis målerinstallationer.

Tabel 3.1. Nyværdi og annuieret omkostning for distribution, produktion og administration af vand i Århus Kommune Vandværker (ÅKV)

(6 % kalkulationsrente).

Investeringer for Vand - Værdiansættelse af fysiske aktiver,						
Distribution af Vand	Standard enhedspris [kr.]	Enhed	Mængde	Nyværdi [kr.]	Levetid år	Første års omk. [kr.]
Ledninger < 200 mm, City	1500	kr./m	95696	143544000	75	4.832.834
Ledninger < 200 mm, By	1000	kr./m	776184	776184000	75	26.132.535
Ledninger < 200 mm, Land	400	kr./m	203768	81507200	75	2.744.181
Ledninger > 200 mm, City	1900	kr./m	18425	35007500	75	1.178.631
Ledninger > 200 mm, By	1600	kr./m	201843	322948800	75	10.873.028
Ledninger > 200 mm, Land	900	kr./m	125628	113065200	75	3.806.675
Vandforsyningens del af stikledninger, City	10000	kr./stk.	4056	40560000	75	1.365.573
Vandforsyningens del af stikledninger, By	6000	kr./stk.	38693	232158000	75	7.816.287
Vandforsyningens del af stikledninger, Land	4000	kr./stk.	1850	7400000	75	249.143
Trykforøgerstationer	8000	kr/ m ³	1227,4	9819200	25	563.896
Afregningsmålere	450	kr./stk.	54517	24532650	8	3.494.833
Værdi af samtlige anlæg til distribution af vand				1,787 mia.		63.057.616
Produktion af Vand						
Indvindingsanlæg:						
Råvandsledninger < Ø200 mm	400	kr./m	9537	3814800	75	128.437
Råvandsledninger > Ø200mm	900	kr./m	31252	28126800	75	946.972
Boringer incl. råvandsstation	50000	kr./stk.	104	12726400	30	649.292
	1000	kr./m	7526			
Råvandspumper	2500	kr./stk.	101	252500	15	21.151
Stigerør	30000	kr./stk.	101	3030000	15	253.813
El-anlæg incl. SRO	25000	kr./stk.	101	2525000	20	169.720
Værker:						
Bygninger	20000	kr/m ²	11312	226230000	50	8.792.541
Beholderanlæg	3000	kr/ m ³	83425	247875000	50	9.633.784
Behandlingsanlæg	13000	kr/ m ³ /t	5171	67216500	25	3.860.100
Udpumpningsanlæg	2000	kr/ m ³ /t	10426	20852000	25	1.197.486
El-anlæg			21	94312000	20	6.339.248
SRO-anlæg			21	58945000	10	6.910.152
Værdi af samtlige anlæg til produktion af vand				765 mio.		38.902.695
Administration:						
Bygninger	10000	kr/ m ²		18900000	50	734.558
Værksteder/garager	5000	kr/ m ²		12375000	50	480.960
Inventar				0	5	0
EDB udstyr				0	3	0
Køretøjer				5500000	5	1.200.950
Andet				0	-	
				36775000		2.416.468
Jordarealer:					kr./ha/år ⁴	
Vandværker		ha	16,7887		2850	47848
Boringer		ha	1,3137		2850	3744
Højdebeholdere		ha	6,8976		2850	19658
			25	16511099		71250

⁴ anslået jordrente

ÅKV har beregnet afskrivninger på den investerede kapital efter DANVA's retningslinier. Det rejser i den forbindelse det problem, at en del af ledningsnettet - for nogle ledningskategorier over 20 % - fortsat anvendes trods udløb af den 75-årige afskrivningsperiode. Denne del af ledningsnettet er derfor ikke tillagt værdi.

I det følgende beregnes både en budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk omkostning per kubikmeter drikkevand. Den budgetøkonomiske omkostning er opgjort set fra vandværkets synspunkt. Den velfærdsøkonomiske er opgjort set fra samfundets synspunkt. En nærmere forklaring på de to opgørelsesmetoder findes i Miljøministeriets vejledning for samfundsøkonomiske analyser (Møller et al., 2000).

Budgetøkonomi

Tabel 3.1. præsenterer en budgetøkonomisk afskrivningsprofil. Der er i overensstemmelse hermed anvendt en kalkulationsrente på 6 %. Nyværdien af den samlede vandforsyningskapital er beregnet til ca. 2,5 mia. kr. Når dette beløb annuiteres sker det kategori for kategori, således at der tages hensyn til de specifikke afskrivningsperioder der er gældende for disse. Tabel 3.1 præsenterer således en omkostningsbestemt opgørelse på et budgetøkonomisk niveau.

I tabel 3.2. er angivet de opgjorte budgetøkonomiske omkostninger for henholdsvis drift og investeringer. Det fremgår at indvindings- og behandlingsomkostningerne udgør knapt 30 % af udgifterne ved levering af drikkevand.

Resultatet er at den budgetøkonomiske omkostning per kubikmeter indvundet vand udgør 13,98 kr. per kubikmeter per år. Denne pris er højere end den forbrugerpris som betales, og forklaringen er dels at der, i et vist omfang, formentlig underinvesteres i ledningsnettet, set i forhold til dets ansatte levetid og dels at en række faste afgifter og tilslutningsbidrag ikke afspejles i den aktuelle kubikmeterpris.⁵

Tabel 3.2. Budgetøkonomi. Totale omkostninger og omkostninger per kubikmeter leveret vand, per år.

Totale omkostninger (kr.)	DRIFT OG VEDLIGEHOLD	INVESTERINGER	PENSIONS-UDGIFTER	I ALT
Administration	19.829.113	3.290.000		22.245.113
Indvinding og behandlingsanlæg	21.136.600	56.624.000		60.039.600
Distribution	27.977.150	111.208.000		91.034.150
Pensionsudgifter			6.134.893	6.134.893
Total	68.942.863	171.122.000	6.134.893	246.199.756
Kr./ m ³ produceret				
Administration	1,13	0,19		1,31
Indvinding og behandlingsanlæg	1,20	3,22		4,42
Distribution	1,59	6,32		7,91
Pensionsudgifter			0,35	0,35
Total	3,92	9,72	0,35	13,98

⁵ Forbrugsprisen hos ÅKV er på 5,81 kr./ m³ vand ekskl. afgifter og spildevand (vandafledningsafgiften). Til sammenligning har DANVA beregnet en gennemsnitlig forbrugerpris på 6,74 kr./ m³ på grundlag af data for 147 vandforsyninger.

Velfærdsøkonomi

Hensigten med den velfærdsøkonomiske opgørelse er, at afspejle at velstanden i samfundet afhænger af forbrugsmulighederne, som afhænger af, hvorledes samfundets knappe produktionsfaktorer (arbejdskraft, kapital og jord) bliver benyttet. Enhver omallokering gennem ændrede anvendelser af kapital, jord, arbejdskraft etc. påvirker forbrugsmulighederne og dermed velstanden.

I den velfærdsøkonomiske opgørelse tages der højde for, at der er forskel på faktorpriser og markedspriser, det vil sige på de priser som forbrugere og producenter betaler for diverse goder. Investeringerne er forhøjet med en kapitalindvindingsfaktor inden de annuiteres til en årlig omkostning. For en uddybende beskrivelse af den velfærdsøkonomiske metode henvises til Møller et al., 2000.

Resultatet er at den velfærdsøkonomiske omkostning per kubikmeter indvundet vand udgør 17,09 kr. per kubikmeter. Da distributionsudgifterne normalt er uafhængige af mindre ændringer i indvindingspraksis, vil det i en konkret analyse muligvis være relevant at undlade opgørelse af distributionsomkostningerne og koncentrere opgørelsen om indvindings- og behandlingsomkostningerne. Dette gælder vel og mærke kun ved mindre ændringer i indvindingspraksis. Nærværende opgørelse er som nævnt baseret på data fra ÅKV. Det tilrådes at gennemføre velfærdsøkonomiske beregninger ud fra de data som gælder for det pågældende forsyningsområde

Tabel 3.3. Velfærdsøkonomi. Totale omkostninger og omkostninger per kubikmeter leveret vand.

Totale omkostninger (kr.)	DRIFT OG VEDLIGEHOLD	INVESTERINGER	PENSIONS-UDGIFTER	I ALT
Administration	23.199.930	4.118.071		27.318.001
Indvinding og behandlingsanlæg	24.729.822	72.115.284		96.845.106
Distribution	32.733.090	136.829.977		169.563.067
Pensionsudgifter			7.177.950	7.177.950
Total	80.662.842	241.751.000	7.177.950	300.904.124
Kr./ m ³ produceret				
Administration	1,32	0,23		1,55
Indvinding og behandlingsanlæg	1,40	4,10		5,50
Distribution	1,86	7,77		9,63
Pensionsudgifter			0,41	0,41
Total	4,58	12,10	0,41	17,09

Eksternaliteter

De i tabel 3.2. og 3.3. opgjorte priser er markedspriser, som ikke tager højde for, at der til fremstilling af drikkevand også er knyttet eksternaliteter.

Eksternaliteterne ved indvinding, behandling og distribution af drikkevand omfatter dels de konsekvenser som indvindingen af drikkevand har for ferskvandskredsløbet, dvs. for vandstanden i vandløb og søer. Vandstanden og ændringer i denne har bl.a. betydning for dyre- og plantelivet i søer og vandløb, men også for dyre- og plantelivet i områder i tilknytning til disse. Vandstanden har således betydning for fiskebestanden og dermed for fritidsfiskeriet mv. Der er udført et nordisk studie vedr. værdien af fritidsfiskeri men der findes ikke danske beregningspriser for de samlede eksternalitetseffekter som følge af ændringer i vandstanden.

Foruden betydningen for det ferske vandmiljø så er der eksternalitetseffekter knyttet til anvendelsen af elektricitet i fremstillingen af vand. Disse eksternalitetseffekter kan opgøres ved beregningspriser for de klimarelaterede emissioner. jf. tabel 3.4.

Det fremgår af de fysiske produktionsdata, at der per kubikmeter leveret vand anvendes 0,51 kWh elektricitet.

Tabel 3.4. angiver de til denne energiproduktion tilhørende eksternaliteter opgjort for danske forhold, idet det er forudsat at el-produktionen er sket på et moderne konventionelt kraftværk beliggende i landzone. CO₂ udgør en del af den samlede skade, men for CO₂ anvendes en afskæringspris på 120 kr/ton.

Tabel 3.4. Eksternaliteterne ved elproduktion på et dansk konventionelt kraftværk (Andersen et al., 2004).

	eurocent/kWh (el)	Euro per kg
SO ₂	0,04	7
Nox	2,11	11
Partikler	0,08	18
CO ₂	0,30	16
Sum:	2,53	52

Den omkostningsbestemte pris for drikkevand kan iht. tabel 3.4. tillægges 2,53 eurocent (19 øre) gange 0,51 kWh per kubikmeter, svarende til 10 øre per kubikmeter. Det skal dog understreges at denne eksternalitetsberegning ikke omfatter alle eksternalitetseffekter.

3.3 Ressourcerenten.

I områder hvor der sker en overudnyttelse eller kvalitetsforringelse som følge af overindvinding af grundvandet, skal beregningsprisen ydes et tillæg for ressourcerenten.

Spørgsmålet om hvorvidt der sker en tæring på grundvandsmagasinerne lader sig kun besvare ved inddragelse af naturvidenskabelige, hydrologiske modeller, da en række forskellige forhold skal tages i betragtning:

- 1) Tænkes der på alene grundvandsstanden, herunder på specifikke magasiner i forskellige dybder? Eller skal der også tages hensyn til afstrømningen fra magasinerne, som forsyner det terrestriske miljø?
- 2) Tænkes der alene på kvantiteten af grundvandet, eller er kvalitetsparametre (tæring gennem forureningspåvirkning eller overindvinding) også relevant?
- 3) Tænkes der alene på den aktuelle tæring, eller er prognosticeret tæring fra den forureningspåvirkning som er på vej mod grundvandsmagasinerne også relevant?

Den nationale vandressourcemodel, DK-modellen, som er udviklet af GEUS - kan redegøre for hvor i landet der sker en overudnyttelse af grundvandsmagasinerne. (<http://www.vandmodel.dk/>). Den nationale vandressourcemodel erstatter den opgørelse der blev foretaget af Vandrådet. Vandrådet gennemførte i 1992 en kortlægning over vandindvindingen i hele landet, og fandt at der skete en overudnyttelse omkring hovedstaden og på dele af Sjælland samt i øvrigt omkring en række større provinsbyer (fx Århus, Vejle) og nogle sommerhusområder. Kriteriet for Vandrådets arbejde var krav til sommervandføringen i vandløbene, men da der ikke kan indvindes vand uden effekter på overfladeafstrømningen, er dette et restriktivt kriterium.

Vandressourcemodellen er mere kompleks, og rummer en række forskellige parametre, således at det er vanskeligt at vurdere hvilke kriterier der evt. er mest restriktive; vandressourcemodellen er væsentlig mere nuanceret end Vandrådetets arbejde. Blandt de mulige outputs fra de regionale moduler i modellen er vandbalancer samt effekter på overfladeafstrømningen. Der henvises til NOVA 2003 temarapporten "Ferskvandets kredsløb" for detaljerede oplysninger (Henriksen og Sonnenborg, 2003). Da grundvandsreserven varierer ganske meget, er netop denne kontekstuelle følsomhed i modellen en stor styrke, også set i forhold til problemstillingen omkring ressourcerenten.

Vandkredsløbet viser ifølge den nationale vandressourcemodel for stor oppumpning omkring København, Odense og Århus samt på de lette jorde i Midt- og Vestjylland, hvor behovet for markvanding er stort. Inden for større områder overudnyttes grundvandsressourcen: I Nordsjælland og omkring København med knap 80 mio. m³/år, på Fyn med knap 10 mio. m³/år og i Østjylland med ca. 30 mio. m³/år. Også i områder med særlige drikkevandsinteresser er der for stor udnyttelse. I dele af Syd- og Nordjylland er der rigeligt vand.

En meget væsentlig grund til at situationen er alvorlig er, at det øvre grundvand i dag er påvirket af sprøjtemidler og kvælstof. I halvdelen af overvågningsfiltrene findes rester af disse stoffer. I hver femte boring er grænseværdien for både nitrat og pesticider overskredet. Når der samtidig pumpes for kraftigt fra dybere magasiner, forøges risikoen for forurening af reserverne af rent drikkevand. Ud over at væsentlige dele af det øvre grundvand er forurenet og derved truer det fremtidige drikkevand i de dybere reservoirer, kan forureningen påvirke tidspunktet for opfyldelsen af vandmiljøplanerne, fordi disse forurenede vandmængder mange år frem vil påvirke overfladevandet.

I det følgende gøres der ikke forsøg på konkret at bestemme om der sker tæring på grundvandsressourcen (her henvises i stedet til "Ferskvandets kredsløb"), men på at formulere hvordan ressourcerenten skal opgøres i de områder, hvor der kan konstateres at der sker tæring på ressourcen. Ressourcerenten kan herefter bestemmes som det pristillæg der er nødvendigt, for at bringe indvindingen ned til det ønskede niveau.

Størrelsen af dette pristillæg vil afhænge af en række faktorer, hvoraf størrelsen af det aktuelle overforbrug og elasticiteten på efterspørgselskurven for vand er de to centrale. Der er imidlertid en grænse for hvor højt dette pristillæg kan blive, idet det kan afskæres af alternativomkostningen ved leverance af vand fra kildepladser i tilgrænsende områder med rigelige ressourcer. Kun i dele af Jylland findes sådanne rigelige ressourcer. På øerne skal vandet hentes i meget stor afstand (Sverige eller Sønderjylland), forudsat at problemerne med grundvandskvaliteten ikke løses, og målsætningerne for vandløb ikke lempes yderligere.

Elasticiteten for efterspørgselskurven på vand er behandlet i en specialeafhandling fra Institut for Statskundskab, Aarhus Universitet (Bjerrum Jensen, 2002). Der er foretaget regressionsanalyse på data for vandforbruget og prisudviklingen i 18 vandforsyningsområder. Den signifikante beta-koefficient blev fundet til -1,0, hvilket betyder at ved en stigning i vandprisen på 1 kr/m³ falder vandforbruget med 1 m³/person/år i det følgende år. Dette

resultat er i overensstemmelse med et 10 år ældre studie (Hansen og Westergaard, 1992; Hansen 1996), men er opnået på et væsentligt bredere datamateriale omfattende hele landet og ikke blot Københavns Vandforsyning. Det gennemsnitlige vandforbrug blev i 2001 opgjort til 46 m³ per indbygger (DANVA, 2003).

Hvis der i et område er et overforbrug på ca. 10 % i forhold til at holde grundvandsreserven konstant, og såfremt vandforbruget i området er på samme niveau som landsgennemsnittet, så vil der altså være behov for at reducere forbruget med ca. 4,6 m³/person. Den nødvendige forhøjelse af vandprisen vil da være 4,60 kr., hvorfor ressourcerenten tilsvarende kan opgøres til 4,60 kr./m³.

Et muligt ressourcebeskyttelsestiltag vil være at importere vand fra kildepladser længere væk, hvor indvinding kan ske til lavere omkostninger. Der importeres allerede vand til Københavns Energi fra stor afstand, da Regnemarksværket i perioder tager vand ind fra Haraldsted og Gyrstinge søer. I Holland hentes vand til mere end 1 million mennesker knapt 75 km. fra Haag. Kubikmeterprisen for rørledning samt pumpning (men eksklusiv indvinding og borer) er her opgjort til 2,98 kr. (40 eurocents) per m³. Et sådant tiltag vil altså være rentabelt hvis tæringen på grundvandsreserven medfører en ressourcerente på ca. 3 kr. eller mere. Det vil være tilfældet hvis tæringen er på mere end ca. 6 % af den årlige mængde der kan indvindes uden påvirkning. Som udgangspunkt bør ressourcerenten dog fastlægges uden hensyntagen til alternative tiltag.

Ved anvendelse af den omkostningsbestemte værdi af grundvand til lokale og regionale analyser rejser der sig en problemstilling omkring behandlingen af vandafgiften (afgift på ledningsført vand), der antages at afspejle ressourcerenten. Spørgsmålet om hvordan den omkostningsbestemte pris nærmere skal indgå i velfærdsøkonomiske analyser falder udenfor nærværende projekt.

Som nævnt omfatter en omkostningsbaseret opgørelse kun brugsværdier af drikke- og grundvand. Normalt vil den derfor repræsentere et konservativt estimat for værdien af godet.

3.4 Sammenfatning

Den omkostningsbaserede opgørelse viser, for et konkret vandforsyningsområde (ÅKV), at de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at fremstille drikkevand udgør ca. 17 kr. per m³. Denne omkostning er væsentligt højere end de takster som forbrugerne aktuelt betaler, hvilket dels kan forklares med at en række faste omkostninger og sunk costs (tabte omkostninger) omregnes til en kubikmetyrdelse, dels med principperne for den velfærdsøkonomiske opgørelse.

Disse velfærdsøkonomiske omkostninger er endda underestimerede da de defensive omkostninger til sikring af grundvandet ikke er opgjort i opgørelsen, ligesom alle eksternatlitetseffekter heller ikke er medregnet. Det er væsentligt at være opmærksom på, at en omkostningsbaseret opgørelse blot afspejler brugsværdien af drikkevand, og dette efter de gældende miljøbestemmelser. Ønsker man at fastlægge en beregningspris for grundvand der også afspejler værdierne for fremtidige generationer og andre såkaldte ikke-brugsværdier, vil egentlige værdisætningsundersøgelser skulle udføres.

4 Generelt om design af værdisætningsstudier

Designet af værdisætningsstudier bygger på de erfaringer der er gjort i de seneste 20 år i den miljøøkonomiske litteratur, herunder på anbefalingerne fra det nævnte NOAA-panel (jf. kapitel 2) vedrørende udformningen af hypotetisk værdisætning.

4.1. Anbefalinger til design

NOAA-panelets generelle konklusion er, at denne type metoder kan anvendes, men der er en række forudsætninger, som ifølge panelet skal være opfyldt, for at hypotetiske værdisætningsstudier med rimelighed kan siges at opfylde formålet. Anvendelsen af den hypotetiske værdisætningsmetode omfatter bl.a. overvejelse af følgende forhold som spiller en rolle for fortolkningen af survey'et:

- Ejendomsretlige forhold
- Beskrivelse af godet
- Den forventede effekt på priserne på andre goder
- Detaljeret beskrivelse af ændringer
- Disponibel indkomst for respondenter; budgetbegrænsningen er klar
- Betalingsmåde
- Data om respondenterne
- Beskrivelse af substitutter

Vedrørende de ejendomsretlige forhold, så hviler markedet for private goder blandt andet på, at ejeren af et gode kan udelukke andre fra at bruge godet samt at grænserne for ejendomsretten er klare. Offentlige goder er blandt andet karakteriseret ved at potentielle brugere af et gode ikke kan udelukkes, selv om de ikke er villige til at betale for brugen. Hyppigt er den enkeltes rettighed også uklart defineret. I relation til hypotetisk værdisætning søges denne uklarhed håndteret ved at respondenterne anmodes om at angive betaling for et gode (Willingness to Pay) eller de kan anmodes om at angive den betaling, der kompenserer dem, såfremt de ikke kan opnå det pågældende gode (Willingness to Accept). Udgangspunktet er her, at det implicit er antaget i WTP-studier, at respondenterne ikke har rettigheder til godet, men at de må købe dem. Tilsvarende kan det siges, at WTA-studier hviler på en forudsætning om, at respondenterne har opnået ejerskab, og at de skal betales for at opgive det.

4.2. Faser i studierne

De enkelte faser i et værdisætningsstudie, som de efterfølgende punkter ovenfor udtrykker, vil afhænge af den valgte metode. De for metodedesignet mest væsentlige omtales herunder.

Indledningsvis i et hypotetisk værdisætningsstudie foretages en række beskrivende og kvantitative analyser med det formål at fastlægge referencerammen for studiet. Her fastlægges også de mulige indikatorer som

effekten på miljøgoderne beskrives ved, samt den betalingsform, som respondenternes bud på betalingsvilje præsenteres ved. Valg af indikatorer beskrives nærmere i afsnit 4.6. Selve spørgematerialet udarbejdes på dette grundlag, idet det typisk indeholder et informationsmateriale, som orienterer respondenterne om baggrund og formålet med spørgematerialet. Endvidere oplyses om principperne bag svarafgivelsen, fx at man skal forholde sig realøkonomisk ved afgivelse af bud på betalingsvilje. Metoder hertil er, på forskellig vis, at oplyse respondenterne om, at de har en budgetgrænse – dvs. at deres husholdningsbudget skal kunne bære den hypotetiske betalingsvilje for det værdisatte gode.

Dernæst følger de egentlige spørgsmål i spørgeskemaet. Som det fremgår af den nedenstående præsentation af metoderne er der forskellige måder at spørge på – med såkaldt åbne og lukkede spørgsmål vedrørende betalingsviljen (ja/nej svar, fri valg af betalingsniveau eller valg mellem på forhånd definerede alternativer). Ved åbne spørgsmål (“open-ended” formatet) angiver respondenter sin hypotetiske betaling for godet uden nogen form for begrænsning af de afgivne værdier. I modsætning hertil skal respondenterne ved forskellige lukkede formater vælge en betaling blandt på forhånd opstillede forslag. Denne type format kan medføre en vis styring af svarerne, fordi respondenter formentlig vil opfatte de opgivne budmuligheder som de rimelige. Ved formater, som anvender flere bud, kan der gennemføres auktioner efter enten Hollandsk (prisen sænkes) eller Engelsk (prisen øges) mønster.

Afslutningsvis kan der stilles forskellige kvalitative spørgsmål vedr. generelle holdninger til miljø, miljøpolitik, mv. I spørgematerialet kan både tekst, tabeller, billeder mv. anvendes.

Designet af spørgematerialet afprøves normalt i et antal fokusgrupper og bliver tilrettet successivt. Herefter kan der udføres tests af spørgsmål og information på en prøvepopulation, hvorefter der tilrettes og gennemføres fuldskalaundersøgelse på det ønskede antal respondenter. Hver enkelt respondent bedes udtrykke deres præferencer i kraft af betalingsviljen. Denne primære dataindsamling kan foretages ved personinterview, spørgeskema via brev eller telefoninterview. Der er stor forskel på omkostningerne ved de forskellige former for informationsindsamling, men det anbefales typisk at anvende personinterview særligt, hvor der er tale om komplekse problemstillinger. Bl.a. anbefaler NOAA-panelet direkte personlige interviews, navnlig når det gælder komplicerede scenarier og goder, som respondenter må forventes at have ringe erfaring med.

Det indsamlede datamateriale danner grundlaget for de kvantitative økonomiske analyser af respondenternes betalingsvilje, og resultaterne herfra kan derefter anvendes til sammenligning af scenariernes gevinster og omkostninger i eksempelvis cost-benefit analyser.

4.3. Choice experiments og contingent ranking

En tilgang til afsløring af præferencer, som er blevet anvendt hyppigt de seneste år, er de såkaldte **choice experiments** og **contingent ranking** metoder. Her bedes respondenterne om at vælge mellem på forhånd definerede alternativer, der hver er forbundet med forskellige realiseringsomkostninger, drikkevandskvalitet, andre miljøpåvirkninger, mv. Eksempler på danske anvendelser af metodetilgangen kan findes i Schou et al. (2003) som har anvendt metoden til værdisætning af pesticideffekter på natur, og Aakerlund

(2000), som har anvendt metoden til værdisætning af skovkarakteristika. Forskellen på de to valgmetoder er stort set, at respondenterne ved **choice experiments** bedes om at vælge det foretrukne alternativ, medens de ved **contingent ranking** bedes om at give en rangordning af alle opstillede alternativer. Derved fås der en øget informationsmængde ved **contingent ranking**-studierne, men i praksis har det vist sig vanskeligt at udnytte denne information i de økonometriske analyser (se fx Schou et al., *op cit* og Foster & Mourato, 2000). Begge metoder er såkaldte indirekte metoder, idet forbrugernes præferencer estimeres på grundlag af foretrukne situationer og ikke ud fra respondenternes konkret udtrykte betalingsvilje. Metoderne medfører, at respondenterne får et eksplicit grundlag for at vurdere omkostninger i forhold til effekter og anbefales derfor i forbindelse med mere komplekse problemstillinger, hvor godet er kendetegnet ved flere egenskaber, eller såkaldte "attributter". Metoderne er også egnede hvis miljøgodets karakter er relativt fjernt fra egenskaberne ved traditionelle forbrugsgoder, fordi valgsituationen gør værdisætningen mere markedslignende end andre former for værdisætningsøvelser – alt andet lige.

4.4. Contingent Valuation

En anden tilgang er **contingent valuation (CV)**, som er en direkte værdisætningsmetode. Her præsenteres respondenterne for et miljøgode og for ændringer i godet, og spørges direkte om, hvad de vil betale for at opnå en given ændring. Man anvender i CV de nævnte forskellige betalingsformater - åbne og lukkede spørgsmål. Ved åbne spørgsmål kan man fx forestille sig følgende spørgsmål stillet til vandforbrugere i områder hvor der har været forureningshændelser:

"Deres vandforsyning er ikke længere af drikkevandskvalitet, da det har vist sig at der er indtrådt en forurening af kildepladserne. Hvor meget vil De være villig til at betale i merpris pr. kubikmeter vand, for igen at opnå vand af drikkevandskvalitet i vandhanen?"

I den tidligste værdisætningslitteratur blev der ofte stillet åbne spørgsmål, men formatet er efterhånden sjældnere anvendt på grund af problemer med bl.a. "Warm glow" – dvs. at respondenterne angiver en højere betalingsvilje end deres reelle betalingsvilje. Det kan skyldes problemer med at overskue hvor meget man egentlig vil betale for et gode der ellers ikke omsættes i penge, og at man gerne vil agere moralsk "korrekt". Men herved fås ikke et bud på den reelle betalingsvilje. Metoderne til lukkede bud, og mere markedslignende valgsituationer, er derfor videreudviklet indenfor litteraturen i de senere år. I kapitel 5 gives eksempler på typer af lukkede bud og spørgsmål som er anvendt i studier vedrørende værdisætning af grundvand.

CV er den oftest anvendte tilgang i litteraturen og har den fordel, at resultaterne er forholdsvis enkle at analysere økonometrisk. Omvendt kan det være vanskeligt at præsentere mere komplekse problemstillinger, omfattende flere egenskaber ved godet (attributter), og respondenterne får ikke præsenteret et grundlag for at vurdere sammenhængen mellem effekter og omkostninger. Derfor anbefales det, så vidt muligt, at anvende CV på "enkle" problemstillinger, som har en stor lighed med egentlige forbrugsvalg.

4.5. Market stall

En sidste og meget ny tilgang til værdisætning er **market stall** metoden, som kombinerer enten rangordningsmetoderne eller CV med

fokusgruppeinterview eller "lægmandskonferencer" i stil med Teknologirådets konferencer. Målet er også at afsløre præferencerne for ændringer i miljøgoderne, men det søges at opstille valgsituationen så den mest ligner andre større forbrugsvalg, hvor man kan drøfte problemstillingen med familie og venner samt justere sit valg før den endelige beslutning. I praksis foregår dette ved at en gruppe respondenter (10 til 20 personer) først kommer til et møde, hvor de oplyses om problemstillingen og gives informationsmateriale samt orienteres om den forestående valgsituation. Så har respondenterne en uge til at overveje problemstillingen, hvorefter de mødes igen og har mulighed for at stille opklarende spørgsmål. På dette grundlag udfyldes spørgematerialet endeligt.

Ved **market stall**-tilgangen har respondenterne således god mulighed for at indsamle informationer samt vurdere problemstillingen. Omvendt er det ganske tidskrævende for respondenterne at deltage, ligesom formen lægger betydelige begrænsninger på antal respondenter. Dette kan have væsentlige implikationer for det indsamlede materiales statistiske og repræsentative kvalitet.

Metoden er anvendt bl.a. af Macmillan et al (2002) i forbindelse med værdisætning af ikke-markedsomsatte benefits som følge af beskyttelse af vildgæs i Skotland

4.6. Benefit transfer

Anvendelse af resultater fra eksisterende studier til vurdering af potentielle benefits i nye policy-sammenhænge kaldes "Benefit transfer", og kan øge mulighederne for anvendelse af benefitestimer i miljøpolitikens beslutningsgrundlag. Anvendes Benefit transfer vil der som regel opstå en vis grad af overførselsfejl, sammenlignet med hvis der blev udført et originalt studie; der er i litteraturen gjort en del overvejelser desangående. Disse skitseres i det følgende på baggrund af arbejdet i Hasler og Petersen, (2003), som bl.a. bygger på anbefalingerne i Desvousges et al (1992) og Desvousges et al (1998).

Ud fra erfaringer fra litteraturen kan der opstilles to generelle kriterier og krav til studieprojekter i forbindelse med Benefit transfer:

1. Data skal være adækvate.
2. Metoderne og modelleringsteknikkerne skal være korrekte i den sammenhæng de anvendes.

Om data og metoder opfylder disse krav kan kontrolleres ved at anvende peer reviewed studier, som er publiceret i internationalt anerkendte tidsskrifter eller bøger.

Endvidere gælder det, at det gode der værdisættes skal være entydigt og detaljeret beskrevet. Dvs. at væsentlige socioøkonomiske karakteristika ved området og miljøkvaliteten skal være beskrevet i et detaljeringniveau, så der ikke er tvivl om bl.a. hvilke miljøgoder der værdisættes (hvilke arter, hvilken skala, hvilke forudsætninger for tilstedeværelse etc.) og hvilke respondentgrupper der indgår. Dvs. at følgende forhold skal være beskrevet:

- miljøkvalitet, evt. ændringer heri, skala, evt. tidshorisont, substitutter
- andre områdekarakteristika af betydning for stedsbundne goder
- befolkningsforhold og respondentgrupper

Selv om de tests der er udført i litteraturen ikke giver entydige anvisninger på hvilke metoder der er bedst til overførsel, anbefales det at overføre benefit funktioner og ikke benefit resultater. Det skyldes, at overførsel af funktioner sikrer overførsel af så meget information som muligt, om de nævnte forhold (miljøkvalitet, områdekarakteristika, socioøkonomiske forhold etc.) på en konsistent måde. Imidlertid kræver overførsel af benefitfunktionen forholdsvis mange data om policyområdet (om områdekarakteristika, befolkningskarakteristika etc.) og er derfor mere tidkrævende end overførsel af benefitfunktionen, så valget af metode må vurderes ud fra projektets krav om "sikre" resultater.

Erfaringerne fra litteraturen viser, at det er vigtigt at konteksten for det udførte studieprojekt er beskrevet så entydigt som muligt, med hensyn til både forudsætninger, data og metoder, for at projektet senere skal kunne indgå i Benefit transfer til andre områder. Dette gælder specielt for de karakteristika som indgår i de estimerede benefitfunktioner, hvis der skal foretages overførsel af funktioner.

Før man udfører Benefit transfer, og før man designer et nyt studie, er det med andre ord særdeles vigtigt, at vurdere og beskrive konteksten for studiet. Litteraturen viser, at der kan være problemer ved overførsler mellem befolkningsgrupper, fx mellem lande, eller over tid, men også at man kan korrigere herfor, hvis de relevante variabler er velbeskrevne. Her spiller socioøkonomiske forhold stor betydning. Noget andet er politisk klima og kulturelle forhold som påvirker de præferencer som respondenterne udtrykker. Varierer disse meget mellem områder eller over tid, kan Benefit transfer være behæftet med store fejl. Det er oplagt at denne type problemer kan opstå, fx at præferencerne for beskyttelse af grundvandet kan ændre sig meget over tid, på grund af opståede hændelser med påvirkning af drikkevand og overfladevand, eller ved oplysninger til offentligheden om særlige sundhedsaspekter. Tilsvarende er det oplagt, at præferencerne for rent vand, natur der ikke er påvirket af pesticider etc. varierer mellem befolkningsgrupper og områder afhængig af bl.a. substitutter, indtægtsniveau etc., men dette kan der korrigeres for.

I caset med grundvandskvalitet er det vigtigt at tage hensyn til disse krav ved designet af nye studier. Det vendes der tilbage til i kapitel 6.

Anbefalinger fra litteraturen lægger op til at valg- og rangordningsmetoder og andre metoder, der indebærer valg og et højt informationsniveau, er bedre egnet til Benefit transfer, end andre værdisætningsmetoder. Det foreligger dog ikke entydige resultater, og tests af Benefit transfer mellem både områder og populationer kan derfor give mere viden herom. Særlig overførsel mellem populationer har været problematiseret i litteraturen. Et nyt værdisætningsprojekt bør derfor omfatte muligheden for at foretage tests mellem områder på baggrund af svarmateriale og estimerede modeller for flere områder.

Der er, som det vil fremgå af kapitel 5, udført en del udenlandske studier der værdisætter ændringer i grundvand/drikkevandskvalitet og andre problemstillinger i tilknytning til grundvandsressourcen. Hvorvidt disse studier opfylder kravene om adækvate data og metoder, og om den kontekst disse studier indgår i – fx holdninger til vandkvalitet, til sundhed og andre

natur- og miljøeffekter, er forskellige fra danske forhold med hensyn til befolkningens præferencer og holdninger, diskuteres i kapitel 5.

4.6. Sammenfatning

Den hyppigt anvendte interviewmetode (Contingent valuation) kan fx anvendes til værdisætning af forholdsvis enkle problemstillinger, hvor det er muligt at spørge respondenter direkte om deres betalingsvilje, enten ved at give dem mulighed for at besvare såkaldt lukkede spørgsmål (er du villig til at betale xx eller yy kr. /år for "sikkert" drikkevand?) , eller ved at stille åbne spørgsmål (hvor meget er du villig til at betale for "sikkert" drikkevand?). Andre metoder kan anvendes til at værdisætte et bredere spektrum af effekter og til at rangordne dem i forhold til hinanden, fx både drikkevandskvalitet og kvantitet samt grundvandets økologiske betydning, jævnfør de forskellige værdier og goder grundvandet påvirker. Det giver en mulighed for at tilnærme værdisætningen til mere almindeligt forekomne markedsvalg (foretrækker du alternativ A eller B, der koster hhv. xx og yy kr.?). I kapitel 5 illustreres hvordan disse metoder er anvendt i konkrete værdisætningsstudier fra litteraturen.

5 Litteraturreview vedrørende værdisætning af grundvand

5.1. Kriterier for udvalg af studier og beskrivelse af dem

Formålet med litteraturanalsen er dels at undersøge de metodiske erfaringer fra tidligere udførte værdisætningsstudier af grundvand, samt at vurdere om der findes egnede studier til Benefit transfer.

Udvalget omfatter studier der er beskrevet i internationalt anerkendte tidsskrifter med referee, videnskabelige rapporter med referee-ordning samt working papers og konference-papers der forefindes på internettet mv. Et af kravene til Benefit transfer fra et studieprojekt til andre policyrelevante områder er, at studieprojektet bør være publiceret i et anerkendt tidsskrift eller i en kvalitetssikret rapport for at sikre den videnskabelige kvalitet. Studier beskrevet i arbejdsrapporter og lignende er derfor udelukkende medtaget for at belyse de eventuelle metodiske erfaringer fra disse projekter.

Alle de fundne studier er optegnet i tabeller, og et udvalg af disse er beskrevet med hensyn til følgende faktorer:

1. Forfatter, tidsskrift, årstal
2. Emne
3. Metode
4. Metodiske erfaringer, eventuelle problemer. Herunder evt. erfaringer med spørgsmål, spørgeteknik etc.
5. Resultater
6. Eventuelle anbefalinger til fremtidig forskning
7. Vurdering af egnethed til Benefit transfer

Kriterierne for udvalget af studier har været at undersøge alle studier der findes med anvendelse af søgeordene "Valuation and groundwater", "Valuation and water", "Groundwater and benefits" og "Groundwater and economic value". Endvidere er der også medtaget studier, der ikke omfatter disse søgeord, men som fremkommer i referencerne til de fundne artikler, rapporter og working papers. Gennemgangen er hovedsageligt baseret på publicerede artikler. Mere formelle søgninger må foretages via søgedatabaser, som fx den økonomiske database "Econ Litt". Udvalget af studier er foretaget med hensyn til relevans for metodeudvikling/anvendelse og/eller udnyttelse af resultaterne.

5.2. Oversigt over studier

Oversigten over studier er inddelt efter metodetilgang. Efter oversigten følger en omtale af udvalgte projekter i afsnit 5.3.

1. Contingent valuation studier (tabel 5.1.)
2. Choice-metodier (Choice experiments, contingent ranking etc.) (tabel 5.2.)

3. Averting behaviour, hedoniske metoder (tabel 5.3)

4. Benefit transfer og metaanalyse (tabel 5.4)

Foruden disse studier er der også fundet enkelte konceptuelle studier og forprojekter. Disse er ikke medtaget i den efterfølgende omtale af udvalgte projekter i 5.4, men er medtaget i den efterfølgende oversigt i tabellerne.

Tabel 5.1. Oversigt over værdisætningsstudier af grundvand, Contingent Valuation

FORFATTER	ÅRSTAL	PUBLIKATIONSTYPE	EMNE OG OPRINDELSESLAND	METODE OG RELEVANS, HERUNDER FOR BT
Bergstrom & Dorfmann	1994	Artikel i Review of Agricultural Economics.	Opgørelse af betalingsvilje for beskyttelse af grundvand. Georgia, USA.	CVM hvor hovedformålet var at undersøge betydningen af information om miljøgodet: serviceniveau(udbud) og kvalitet. Metodisk interessant pga. informationsaspektet og spørgsmål, dog ikke egnet til Benefit transfer.
Crutchfield et al.	1997	Arbejdsrapport/rapport.	Undersøgelse af benefits ved forbedring af drikkevandskvalitet. USA.	Metodisk relevant i forbindelse med emne, spørgeteknik og spørgsmål. Ikke helt ny, og befolkningspræferencer antagelig forskellige fra danske, da det er et amerikansk studie. Ikke videnskabeligt publiceret. WTP.
De Zoysa	1995	Ph.d. afhandling.	Opgørelse af benefits ved beskyttelsesprogrammer. Ohio, USA.	CVM. Data er ældre end publiceringstidspunkt.
Jordan & Elnagheeb	1993	Artikel i Water Resources Research.	Opgørelse af respondenters holdninger til drikkevandskvalitet, betalingsvilje for kvalitet. USA.	CVM. 10 år gammelt studie, data fra 1991. Metodisk relevant.
Martin & Marceau	2001	Arbejdsrapport/rapport.	Undersøgelse af værdien af grundvand: værdien af program der sikrer perfekt grundvandskvalitet og kvantitet (efterspørgslen efter grundvand). Canada.	Metodisk relevant, kobler CVM med avoided costs, og kobler spørgsmål om både grundvandsressourcen/udbuddet og kvaliteten. Ikke videnskabeligt publiceret. WTP.
Mullen et al.	1997	Artikel i Journal of Agricultural and applied economics.	Værdisætning af høj, lav, middel risiko for pesticidforurening. Ontario, Canada.	Metodisk interessant CVM-studie der bl.a. omfatter indarbejdelse af risikoaspekter, interessant ifm. spørgsmål.
Poe & Bishop	1999	Artikel i Environmental and Resource Economics.	Værdisætning af grundvandsbeskyttelse når forureningsbelastningen er kendt og beskrevet for respondenterne, bl.a. nitratindhold. Wisconsin, USA.	CVM. Studie fra 1999, metodisk interessant i relation til information om belastningsniveau, på baggrund af prøver af respondenternes eget vand. (vandprøver).
Powell et al.	1994	Artikel i American Journal of Agricultural Economics.	Anvendelse af resultater vedr. værdisætning af grundvand i lokal planlægning. USA.	CVM, WTP. 10 år gammelt studie men meget relevant på grund af den grundige belysning af hvilke faktorer der påvirker respondenternes betalingsvilje for at beskytte grundvandet i flere byer.
Schultz & Lindsay	1990	Artikel i Water Resources Research.	Undersøgelse af betalingsviljen for en hypotetisk plan for grundvandsbeskyttelse. Både brugs- og optionsværdier. New Hampshire, USA.	Metodisk men ikke resultatmæssigt relevant: amerikanske data, publiceret i 1990.
Silvander, U.	1991	Rapport.	Betalingsvilje blandt svenske respondenter vedr. nitratfrit drikkevand. Sverige.	Detaljeret oversigt over spørgsmål og spørgeskemarelevante forhold.
Stenger & Willinger	1998	Artikel i Journal of Environmental Management.	Grundvandskvalitet, Hypoteser i studiet bygger på tidligere CVM-studier. Alsace, Frankrig.	Metodisk relevant CVM-studie, test af relevante hypoteser.

Tabel 5.2. Oversigt over værdisætningsstudier af grundvand, choice-metoder

FORFATTER	ÅRSTAL	EMNE OG OPRINDELSESLAND	METODE OG RELEVANS
Stevens et al.	1997	Værdisætning af programmer til reduktion af grundvandsforurening, WTP. Massachussets, USA.	Conjoint analyse.

Tabel 5.3. Oversigt over værdisætningsstudier af grundvand, avoidance costs, hedonisk og andre observerede metoder

FORFATTER	ÅRSTAL	EMNE OG OPRINDELSESLAND	METODE OG RELEVANS
Fisher & Rubio	1997	Værdisætning af vandressourcen – og af opmagasinerings af vandressourcer under usikkerhed om fremtidig forsyning.	Modellering af optimale investeringer under usikkerhed.
Haravu & Hadas	1996	Opgørelse af omkostningerne ved at begrænse og undgå nitratbelastning af grundvand. Israel.	Averting expenditure.
Lee & Nielsen	1987	Opgørelse af omkostninger og omfang af grundvandsforurening.	Averting behaviour. data af ældre dato, interessant metodisk.

Tabel 5.4. Oversigt over værdisætningsstudier af grundvand: benefit transfer og metaanalyse

FORFATTER	ÅRSTAL	EMNE OG OPRINDELSESLAND	METODE OG RELEVANS
Boyle et al.	1994	Kort review af 8 CVM-studier, og estimation af Metaanalyse af 8 CVM-studier af grundvand udført i USA.	Metaanalyse af 8 CVM-studier af grundvand udført i USA.
Brethour & Weersink	1995	Opgørelse af benefits ved pesticidreduktion, bl.a. til grundvand. Ontario, Canada.	Udfører primær værdisætning med Contingent valuation i same studie som Benefit transfer fra et originalt studie af Mullen fra 1995. Metodisk interessant i forbindelse med vurdering af Benefit transfer.
Norton & Mullen og Mullen et al.	1996 1997	Opgørelse af benefits ved pesticidreduktion, bl.a. til grundvand. Ontario, Canada.	Benefit transfer fra et af Mullens tidligere studier fra 1995. Studierne er metodisk interessante i forbindelse med vurdering af Benefit transfer.

Tabel 5.5. Oversigt over værdisætningsstudier af grundvand, forstudier og konceptuelle rammer

FORFATTER	ÅRSTAL	EMNE OG OPRINDELSESLAND	METODE OG RELEVANS
COWI	2002	Værdisætning af trafikens påvirkning af jord og grundvand – et forprojekt. Danmark.	Gennemgang af problemstillingerne og relevante metoder.
US Environmental protection agency	1995	Ramme for at udføre værdisætning af grundvand. USA.	Gennemgang af metoder og studier.

Som det fremgår af tabellerne, er der lavet et stort udvalg af værdisætningsundersøgelser i udlandet vedrørende værdisætning af grundvand, og særlig drikkevand. Et udvalg af disse studier er kommenteret, særlig m.h.p. metodisk relevans, i det efterfølgende afsnit.

5.3 Beskrivelse af udvalgte studier

I det følgende beskrives et udvalg af disse studier mere uddybende, som erfaringsgrundlag for det konkrete værdisætningsstudie.

CVM-studier

Bergstrom & Dorfmann (1994) har undersøgt betalingsviljen for grundvandsbeskyttelse, og viser at de fleste af de adspurgte respondenter (af dem der svarede), i staten Georgia, USA, var villige til at betale for foranstaltninger der forhindrer forurening af grundvandet. Det primære

formål med undersøgelsen var dog ikke at udlede betalingsviljeestimer (disse blev dog beregnet), men at se hvordan disse evt. ændres som følge af forskellig information om dels udbuddet af vand og dels vandkvaliteten. Blandt andet blev der informeret om en række typer af pesticider.

Spørgeskema blev sendt ud til 1440 respondenter. Responsraten var på 51,4 %. 4 forskellige skemaer blev udsendt med forskellig information i to informationsbokse; en med "karakteristisk information", dvs. information om objektive karakterstikker af ressourcen, og en med "service information", dvs. om den service ressourcen kan levere til konsumenterne. Det første skema havde ingen information overhovedet, det andet omfattede karakteristisk-information, det tredje serviceinformation og det fjerde begge typer. Formatet var lukkede bud, men med åbne opfølgningsspørgsmål.

Forfatterne konkluderer, at stigende mængde information ændrer betalingsviljen i opadgående retning, men vil ikke konkludere dette generelt før yderligere forskning på dette område er udført. Studiet er metodisk relevant, særlig i forbindelse med belysning af betydningen af information og hvordan man afprøver diverse informationer på respondenter.

Crutchfield et al. (1999) har udført et CVM-studie af værdien af nitratreduktion i forbindelse med drikkevandskvalitet. Spørgsmålene i studiet omfattede et sæt af spørgsmål vedrørende badevandskvalitet og kvalitet i relation til andre former for vandrekreation. Det værdisatte gode var et filter, der kunne monteres på vandhanen. Filteret kan reducere nitratindholdet i drikkevandet fra et niveau over den amerikanske miljømyndigheds (the Environmental Protection Agency (EPA)) godkendte niveau til et niveau som svarer til EPA's "sikre niveau", samt til et helt nitratfrit vand. Hermed udledes betalingsvilje for mere sikkert vand, og for nitratfrit vand. I forbindelse med spørgsmålene blev der givet information om sundhedsaspekter i forbindelse med indtagelse af nitrat, men ordet cancer blev ikke nævnt. Fokusgruppeinterviews blev anvendt for at teste spørgeskemaet. Responsraten var 50 %. Forklarende variable i analysen er personlig indkomst, husholdningens indkomst, viden om nitratforurening, kommunal vandforsyning, indkøb af flaskevand, antal år på samme bosættelsessted, hvilket bosættelsessted (landdistrikt eller urbant område), køn og uddannelse.

Studiet handlede om drikkevandsforsyning fra overfladevand, nærmere bestemt vandområder og floder der i forvejen er undersøgt i betalingsviljestudier. Studiet indeholder derfor også en sammenligning af resultaterne for de undersøgte vandområder. Resultaterne fra studiet lå højere i betalingsvilje, end de studier der blev inddraget i sammenligningen.

Den årlige betalingsvilje med hensyn til at forbedre drikkevandskvaliteten til en kvalitet der er mere "sikker" i de fire undersøgte områder, spænder fra \$111 per år til \$943 per år. Spændet er størst mellem studier, dvs. at der i det enkelte studier er beregnet værdier for drikkevandskvalitet, som ligger nogenlunde på linje med hinanden for det enkelte vandområde. I Crutchfield et al.-studiet blev der endvidere fundet en betalingsvilje fra \$0,1 til knap \$10 per år for helt at slippe for nitratforurening af vandet, altså en lav betalingsvilje sammenlignet med viljen for at betale for mere sikkert vand.

Studiet er metodisk relevant på grund af anvendelsen af indikatorer for "Sikker" og "usikkert" drikkevand, som forfatterne bruger i lighed med andre studier. Det kunne dog have været interessant, om undersøgelsen var fulgt op

af interviews med respondenter vedrørende deres opfattelse af disse indikatorer og af godet "sikkert drikkevand". Studiet er fra midten af 1990'erne, og amerikansk, hvilket kan føre til at respondenternes præferencer afviger meget fra danske vandforbrugere. Endvidere er studiet ikke videnskabeligt publiceret og kvalitetssikret. Benefit transfer frarådes derfor.

De Zoysa (1995) estimerede betalingsviljen for programmer til forbedring af grundvandskvaliteten samt kvaliteten af overfladevand og vådområder i USA (oplandet til Maumee River and Lake Erie i Ohio), ved anvendelse af spørgeskemaer udsendt til 1050 respondenter. De Zoysa's undersøgelse viser en positiv betalingsvilje for både grundvand, overfladevand og vådområder, dog med den mindste betalingsvilje for grundvand, som i dette område anvendes til drikkevand.

Der findes en detaljeret beskrivelse af resultaterne i den canadiske database EVRI, der omfatter abstrakte og resultater fra en række værdisætningsstudier, men det har ikke været muligt at rekvirere grundundersøgelsen (en ph.d.-afhandling), og der er ikke fundet anden videnskabelig publicering af resultaterne. Derfor er beskrivelsen af metoden begrænset, men det fremgår, at udsendelsen af spørgeskemaer til tilfældigt udvalgte respondenter har medført en relativt lav besvarelsesprocent på 51. Dette er kendetegnende for mange af de undersøgelser der baserer sig på spørgeskema, der udsendes som brev, og som baserer sig på goodwill hos respondenterne (jf. de efterfølgende studier). Dette gælder også selv om der foretages opfølgende rykkere.

Resultaterne på De Zoysa's undersøgelse var en årlig betalingsvilje på \$52,8 for bedre grundvandsbeskyttelse. Det vurderes ikke, at denne undersøgelse er af relevans, da den ikke er beskrevet i tilgængelige kilder. Det er dog interessant at vurdere, om resultaterne i undersøgelsen ligger på niveau med andre lignende undersøgelser.

Jordan & Elnagheeb (1993) anvender data fra en spørgeskemaundersøgelse i 1991 i staten Georgia, USA, hvor 567 respondenter blev spurgt om deres opfattelse af grundvandsforurening og drikkevandskvalitet, og om at angive deres betalingsvilje for at opnå forskellige former for drikkevandskvalitet. CVM blev anvendt, og spørgeskemaerne blev udsendt til respondenter med post. Svarprocenten var lav, kun 35 % (192 komplette svar), som nævnt tidligere, ikke unormalt ved denne spørgeteknik.

Ca. 78 % af respondenterne fik vand fra offentlig drikkevandsforsyning og offentlige borer, mens resten fik vand fra private borer. Til sammenligning blev 78 % af befolkningen i Georgia forsynet med vand fra offentlig drikkevandsforsyning på dette tidspunkt, så fordelingen var repræsentativ.

I spørgeskemaet blev respondenterne givet information om EPA's regulering af grundvandskvaliteten, og om forekomsten af nitrat- og pesticidforurenede drikkevandsboringer. De blev også informeret om, at tiltag for at reducere forureningen, fx ændret landbrugspraksis, kan føre til højere priser på mad. Respondenterne blev også oplyst om, at renseomkostningerne for at rense for nitrat også ville gå op, hvis landbruget ikke ændrer produktionsmetoderne. Respondenterne blev endvidere spurgt, om de var koblet til offentlig eller privat vandforsyning, og hvis de var koblet til privat (egen boring), blev de bedt om at forestille sig, at nitratindholdet oversteg grænseværdien. De blev informeret om, at de enten kunne betale for et filter, eller bære risikoen ved at

drikke nitratkontamineret vand. Respondenterne, der var koblet til offentlig vandforsyning, blev bedt om at forestille sig, at nitratindholdet i drikkevandet blev forhøjet, og at de skulle betale mere for at få rensat vand.

Herefter blev respondenterne spurgt om deres betalingsvilje for rensat vand. Betalingsformatet var "checklist"-formatet eller "payment card"-betalingskort. Respondenten blev præsenteret for et sæt af værdier, og blev spurgt om at afmærke den højeste værdi, han/hun var villig til at betale for en given kvalitetsændring i forhold til udgangspunktet.

Den information man får fra dette betalingsformat er, at betalingsviljen ligger et eller andet sted mellem den afmærkede værdi og det næste beløb på rangstigen. Ved almindelige lukkede spørgsmål fås denne information ikke, da man kun får ja-nej svar på om respondenterne er villige til at svare. Det vil sige, at checkliste-formatet udnytter de positive egenskaber ved åbne og lukkede formater og reducerer de negative: Formatet giver mange valgmuligheder, og stiller respondenterne overfor en reel og overskuelig valgsituation, samtidigt med at forskeren får et rimeligt godt datagrundlag. Forfatterne nævner, at formatet kræver færre observationer end fx åbne spørgsmål eller referendum-formater, hvilket de 193 respondentsvar også indikerer.

Resultaterne viste, at 27 % af de respondenter der var koblet til den offentlige drikkevandsforsyning mente, at drikkevandskvaliteten var dårlig, og 23 % af den samme gruppe var usikre på kvaliteten. Dvs. at halvdelen vurderede, at drikkevandskvaliteten var i orden. Blandt de private vurderede 13 % at kvaliteten var dårlig, 14 % var usikre og resten vurderede at den var god. For respondenter koblet til den offentlige drikkevandsforsyning var betalingsviljen for forbedret kvalitet på \$5,49 per måned, mens den var på \$7,38 per måned for respondenter der havde private borer, dvs. en årlig aggregeret betalingsvilje på henholdsvis \$65,9 og \$88,6, noget højere end de Zoysa's grundvandsresultater. I begge grupper var mænd mindre villige til at betale for forbedringer end kvinder, og betalingsviljen steg med stigende indkomst samt med uddannelsesniveau. Respondenter, som var usikre på deres drikkevandskvalitet, havde en større betalingsvilje, end dem der vurderede kvaliteten som værende god – dvs. de viste en betalingsvillighed for at undgå usikkerheden. Den aggregerede værdi af forbedret drikkevandsforsyning blev estimeret til \$111,5 millioner per år for offentligt drikkevand, og \$42,3 millioner for private borer. Den totale betalingsvilje blev således estimeret til \$153,8 millioner, hvilket karakteriseres om et lavt bud på den samlede værdi for forbedret og beskyttet drikkevandskvalitet. Omkostningerne er ikke nævnt i artiklen.

Studiet er metodisk meget relevant, særlig på grund af anvendelsen af checklisteformatet. Forfatterne viser i detalje, hvordan checkliste-spørgeformatet kan anvendes i praksis, og anskueliggør den information respondenterne fik med spørgeskemaet. I artiklen redegøres også grundigt for estimationerne, herunder for håndteringen af de få outliers (meget høje eller på anden måde afvigende bud) der var mellem svarene. Forfatterne konkluderer, at checklisteformatet er et godt betalingsformat, fordi det er forståeligt for respondenterne, og fordi de fleste af estimationerne på disse data gav meget signifikante resultater (på 10-5 % niveau).

Martin & Marceau (2001) har undersøgt betalingsviljen for at sikre grundvandskvalitet og -kvantitet, ved at spørge husholdninger i 5 kommuner i

nærheden af Montreal, Canada. Husholdningerne bestod af både brugere og ikke-brugere af grundvand som drikkevandskilde.

Undersøgelsen er baseret på en kombineret anvendelse af CVM og avoided costs. Undersøgelsen blev udført i 1997. Responsraten er opgivet til 63,1 %.

I CVM-studiet blev der anvendt to betalingsformater: en forøgelse af brugerbetalingen for brugere af grundvand, og en forøgelse af skat for ikke-brugere. Avoided costs-undersøgelsen vedrørte kun dele af respondenterne, og avoided costs til indkøb af flaskevand, behandling af vandet, vandpumpe og vandkogning blev opgjort.

Mens avoided costs blev opgjort til \$78,3 per år, blev den gennemsnitlige betalingsvilje for at beskytte grundvandskvaliteten beregnet til \$48,2 per år. Denne betalingsvilje omfatter både sikker kvalitet og kvantitet. Det er bl.a. metodisk relevant at se, hvordan studiet er lagt op for at belyse begge indikatorer – både kvalitet og kvantitet.

I studiet er der lavet en aggregeret beregning af grundvandsbeskyttelse for hele regionen, og forfatterne finder herved en total værdi af grundvandsbeskyttelsen på \$250 millioner. Der er også udført Benefit transfer til Quebec, Canada, hvorefter der er fundet en samlet betalingsvilje for hele Quebec på \$5 billioner. Studiet er interessant i forbindelse med inddragelsen af avoided costs og i forbindelse med aggregeringen.

Mullen et al. (1997) udførte et Contingent valuation-studie, der indbefattede at spørge respondenter - i spørgeskemaformat - om deres betalingsvilje for hhv. høj, middel og lav risiko for påvirkning af pesticider i bl.a. grundvand. Først blev respondenterne bedt om at svare på betalingsviljespørgsmål i form af spørgsmål om at undgå risiko (høj, middel, lav). Betalingsviljen blev udtrykt som respondenternes villighed til at forøge det månedlige fødevarerbudget, og respondenterne blev initialt spurgt om deres månedlige forbrug. Derefter blev respondenterne bedt om at rangordne hvor vigtigt det er at undgå hhv. høj, middel og lav risiko.

Studiet er metodisk relevant i forhold til anvendelse af indikatorer for risiko, og indikatorer for drikkevandskvalitet, og som grundlag for at udforme spørgsmål i denne retning.

Powell et al. (1994) har udført et CVM-studie af værdier ved grundvandsbeskyttelse. Studiet omfattede spørgsmål om hvilke forureningstrusler respondenterne lagde mest vægt på. Respondenterne blev også bedt om at rangordne grundvandsressourcen i deres område i forhold til kriterierne: sikker, lidt sikker, lidt usikker, usikker – hvor hvert af disse niveauer var beskrevet med ord. Selve CV-skemaet indeholdt information til ca. 2000 respondenter om at der skulle etableres et "vandressourcebeskyttelsesdistrikt", og at de vandforbrugere der var indenfor distriktet ville få en forøgelse af vandregningen. De blev bedt om at angive deres betalingsvilje (= forøgelse af den årlige vandafgift) mellem \$0 og \$350. Problemet med at angive denne form for intervaller for respondenternes svarmuligheder er som nævnt, at den reelle betalingsvilje kan være større. Der laves dog normalt grundige tests inden fastsættelsen af intervallerne for at afsøge det sandsynlige område. På trods af det er det et af kritikpunkterne mod denne metodiske tilgang.

Resultatet viste en gennemsnitlig betalingsvilje på \$61,55 per husholdning per år. Husholdningerne var endvidere villige til at betale \$26,01 per år for øget vandbeskyttelse, hvis de havde været udsat for en forureningshændelse. For en husholdning med en årlig indkomst på \$35.000 blev det beregnet, at den højeste betalingsvilje lå på \$101,84 per år, for en husholdning der havde oplevet en forureningssituation og som oplevede vandsikkerheden som "lidt sikker", mens den lå på \$36,15 for en husholdning der ikke havde oplevet en forureningssituation, og som oplevede vandsikkerheden som "meget sikker". Svarprocenten var på 50 % efter en rykker, og R^2 -værdien var på 0,144. Resultatet var signifikant. Undersøgelsen omfattede respondenter i en række amerikanske byer, og modellerne blev estimeret på data på tværs af byerne.

Studiet er metodisk meget relevant, specielt på grund af en grundig belysning af hvilke faktorer der påvirker respondenternes betalingsvilje for at beskytte grundvandet.

Shultz & Lindsay (1990) beregner betalingsviljen for en hypotetisk plan for grundvandsbeskyttelse i New Hampshire, USA, med en postbesørget spørgeskemaundersøgelse fra 1988, hvor betalingsformatet var øget skattebetaling for forbedret drikkevandskvalitet. Betalingsformatet var lukkede bud, men der var mange budmuligheder, dvs. at svarmulighederne blev givet i intervaller mellem 1 og \$500 med \$25 intervaller.

I informationsmaterialet til respondenterne blev det understreget, at der ikke var nogen forurening i området p.t., men at der var det i nabostaten, og at en plan ville kunne forhindre forurening i fremtiden, herunder behovet for "flaskevand".

Responsraten var på 59 % Resultaterne blev undersøgt for betydningen af bl.a. indkomstniveau og jordværdier (jordpriser), og resultaterne viste, at betalingsviljen var stigende med stigende indkomstniveau og jordværdi.

Studiet er metodisk relevant i kraft af, at de konkluderer, at en del respondenter nævner at de mangler information om det de skal værdisætte. Endvidere er estimationer og modeller forholdsvis godt dokumenteret, men de metodiske overvejelser omkring spørgsmål er mere sparsomt beskrevet og derfor knap så informativt og brugbart som erfaringsmateriale.

Conjoint analyse

Conjoint analyser anvendes til at afdække hvordan attributterne ved forskellige produkter eller miljøgoder værdsættes forskelligt af forskellige respondenter/forbrugere, hvor metoden anvendes til at analysere hvilke attributter respondenterne lægger vægt på. Analysemetoden kan anvendes til at afsløre præferencehierarkier, og anvendes i bl.a. markedsanalyser.

Stevens et al. (1997) har udført conjoint analyse som alternativ til CVM, bl.a. på baggrund af den store variation i betalingsviljeestimer fra CVM-studier opgjort af Boyle et al. (1994). Studiet blev udført i Massachusetts, USA, og der var 1054 respondenter. Fokusgrupper blev anvendt til test af spørgsmål. Der blev spurgt om respondenternes viden om grundvandsforurening, afværgeforanstaltninger i husholdningen etc.

En del af spørgsmålene og problemstillingerne er gengivet i artiklen. Responsraten var på 50 % og halvdelen af disse udførte ikke rangordningen. Selvom undersøgelsen således ikke kan siges at være helt vellykket, er der en

række metodisk relevante resultater i artiklen, bl.a. den nøjagtige gengivelse af spørgsmål. Bl.a. på grund af den lave respons kan den ikke siges at være egnet til Benefit transfer.

Averting behaviour

Lee & Nielsen (1987) opgør grundvandsforurening med pesticider og kvælstof (nitrat) og opgør omkostninger til afværgeforanstaltninger (averting behaviour) overfor nitrat- og pesticidforurening. I studiet estimeres den potentielle grundvandsforurening med pesticider og nitrat på baggrund af databaser vedrørende registreret forbrug og modellering af potentiel udvaskning. Endvidere estimeres omkostningerne ved at kontrollere og måle forureningens omfang ved kilderne, for at kunne afværge anvendelsen af kontamineret vand. Forfatterne konkluderer at omkostningerne forbundet med kildekontrol vil være meget omfattende.

Studiet omfatter adækvate data, og det er videnskabeligt afrapporteret. Resultaterne er alligevel ikke egnede til Benefit transfer af flere årsager. Dels er undersøgelsen gammel; den er publiceret i 1987, men data er fra 1982, og dels er opgørelsen af omkostningerne ved at undgå forurenet vand (averting behaviour) ikke dækkende for de omkostninger der er forbundet med henholdsvis nye boringer, eller afværgeforanstaltninger overfor forureningen (nedsatte udledninger etc.). Det vurderes derfor, at studiets resultater er irrelevante i en dansk sammenhæng. Studiet har dog metodisk relevans, fordi det demonstrerer anvendelsen af registerdata over forbruget af drikkevand i sammenhæng med data for forurening af drikkevandskilderne med pesticider og nitrat. Dvs. at studiet anviser nogle metodiske løsninger på koblingen af disse data i en værdisætningsammenhæng, som også vil være mulig at anvende på danske data.

Der findes også andre analyser på vandområdet, hvor averting behaviour-metoden anvendes til at opgøre benefits af reduceret kvælstoftab til vandmiljøet. Fx har Ribaudo et al. (1998) undersøgt effekterne af udtagning af landbrugsjord til nedbringelse af diffus kvælstofforurening i fire forskellige scenarier, der omfatter forskellige reduktioner af kornarealerne; 11,6 % reduktion, 2,5 % reduktion, 1,6 % reduktion og 1 % reduktion. Disse omfang svarer til forskellige tiltag.

Studiet kan være af metodisk relevans i forbindelse med denne form for analyse.

Metaanalyse og Benefit transfer

Boyle et al. (1994) udfører metaanalyse af 8 amerikanske værdisætningsstudier af grundvand udført med contingent valuation. Studierne omfatter værdisætning af både kvantitet og kvalitet af grundvandet med hensyn til nitratforurening. Deres anbefalinger er bl.a. at fremtidig forskning bør definere grundvandspåvirkningerne og ændringer i grundvandskvaliteten ved gennemskuelige ("transparente"), forståelige og konsistente indikatorer, som kan anvendes i scenarier for forskellige udviklingsmuligheder for grundvandskvaliteten. De anbefaler ikke at anvende resultaterne fra metaanalysen til Benefit transfer, da for mange variable er udeladt og fordi forureningsindikatorerne er inkonsistente.

Brethour & Weersink (2001) og **Mullen et al. (1997)** (der bygger på et af Mullens studier fra 1995), og **Norton & Mullen. (1996)** har udført betalingsviljestudie af betalingsviljen for ændringer i pesticidanvendelsen.

Brethour & Weersinks studie bygger på Mullens studier (se ovenfor) og indebærer Benefit transfer fra Mullens studie. Både Mullens og Brethour & Weersinks studier tager udgangspunkt i karakteristika ved pesticiderne (giftighed, nedbrydelighed etc.) på grundvand samt på overfladevand, sundhedstilstand (akut) og langtids), fugle, pattedyr mv. Hvert pesticid (aktivstof) tildeles riskioniveau (højt, moderat, lavt) for hver af miljøgodene nævnt tidligere. Ved at kombinere risikoniveauerne med hvert gode, fås i alt 24 klasser af risici for pesticidpåvirkning koblet til forskellige aktivstoffer, og disse bliver igen koblet til det aktuelle pesticidforbrug i hhv. Virginia, USA, (på æbler og peanuts) (Mullen et al.) og i Ontario, Canada, (Brethour & Weersink) som totalforbrug fra 1983 til 1998. Norton & Mullen. (1996) anbefaler at udføre Benefit transfer fra Mullens resultater fra 1995. I Brethour & Weersink (se oversigt over CVM-studier) blev der således i tillæg til CVM-studiet udført Benefit transfer fra Mullens studier i 1995, gengivet i Norton & Mullen (1996). I Mullen et al. (1997) blev der udført Benefit transfer af betalingsviljen for ændret pesticidanvendelse ved at justere for bl.a. indkomstniveau i Mullens tidligere undersøgelse (Ontario). Studiet er således et eksempel på Benefit transfer der korrigerer for forskelle mellem befolkningsgrupper og områder. Både Brethour & Weersinks og Mullens projekter er derfor blandt de mest væsentlige for erfaringsopsamling og potentiel Benefit transfer, når det gælder metoder og kriterier for Benefit transfer.

5.4 Opsamling og vurdering af erfaringer

De præsenterede studier har en overvægt af CVM-studier, hvor der er vist forskellige former for spørgeformater. Særligt checklisteformatet synes lovende til denne form for undersøgelse.

Men de præsenterede studier indikerer også, at der knytter sig en række metodiske problemer til både udførelsen og fortolkningen af hypotetiske værdisætningsstudier.

Litteraturen viser bl.a. at der kan opstå skævheder og fortolkningsproblemer af en række grunde. Der kan være tale om, at respondenter simpelthen har forskellige *forestillinger* om den vare der beskrives. Det vil sige, at det er uklart hvad det er for en pris der overhovedet måles ved hypotetisk værdisætning. Forstår respondenterne fx det samme ved "sikker" drikkevandsforsyning, og ved "dårlig" kvalitet? Og er det lige meget, om de forstår det samme ved disse kvalitetsindikatorer? De færreste af de præsenterede studier omfatter opfølgende interviews af respondenterne, der kunne anvendes til at belyse hvorvidt respondenterne associerer til det samme gode, om de forholder sig meget forskelligt til disse værdisætningsbeslutninger, samt om der kan være tale om forskellige overvejelser som leder til strategiske svar. Der opstår, som nævnt i kapitel 2, strategisk skævhed når respondenterne (fejlagtigt) tror, at deres svar har betydning for, om godet vil blive leveret eller ej; når de tror, at deres svar vil have betydning for en (senere) betaling, etc. Disse motiver vil lede til, at den enkelte respondent i sit svar afviger fra den værdi, han sætter på godet. Der kan også opstå skævhed, fordi respondenterne finder altruistiske motiver frem til lejligheden, men dette problem er ikke belyst i de gennemgæede studier.

Fortolkningsproblemer kan mindskes ved at gennemføre flere parallelle analyser eller udføre studier i samme design som tidligere udførte studier for efterfølgende at sammenligne. Det fremgår af oversigten, at dette er sket i

USA, da der her er udført mange sammenlignelige undersøgelser ved brug af CVM. Disse er også - i et vist omfang - udnyttet til metaanalyse.

Det fremgår endvidere af den gennemgaaede litteratur at **repræsentativiteten** kan forstyrres ved manglende svarafgivelse og hermed dårlige responsrater. Mange af CV-undersøgelserne, der er udført med postomdelte spørgeskemaer, lider under dette problem, men i de fleste tilfælde konkluderer forfatterne dog, at det ikke har medført problemer med repræsentativiteten. Men de dårlige responsrater kunne meget vel lede til dette problem, hvis særlige delpopulationer blandt respondenterne giver protestsvar eller undlader at svare.

De fleste af forfatterne forholder sig til problemer vedrørende pålidelighed (reliability) og repræsentativitet, med hensyn til at vurdere om respondenternes svar er indbyrdes konsistente, og om der er fejl i survey-metoden og i valg af respondentgruppe. De fleste understreger, at et højt antal respondenter øger pålideligheden og det samme gør selvfølgelig en høj svarprocent. Men udnyttelsen af spørgeformatet, fx checklisteforformatet, kan medføre et reduceret behov for et højt antal svar, og denne metode er derfor særlig interessant.

Protestsvar, for eksempel meget lave eller høje bud, men også blanke svar, vil lede til skæve estimater for betalingsviljesvar. Denne type svar omfatter: ved ikke, direkte modvilje, overhovedet ingen eller en abnormt høj betalingsvilje, etc. samt svar der er indlysende inkonsistente. Der findes forskellige metoder som kan bruges til at eliminere denne type svar og litteraturen viser, at opgørelser over betalingsvilje er noget påvirket af, om denne type svar elimineres eller ej.

6 Værdisætning af forvaltnings-scenarier for grundvandsressourcen - samlet studie og 2 delprojekter

6.1 Indledning

I de foregående kapitler er der redegjort for mulighederne for at værdisætte de goder der er forbundet med grundvandet, i relation til de aspekter, der kendetegner grundvandsproblematikken.

I dette kapitel beskrives et samlet projekt, med to delprojekter der belyser forskellige problemstillinger ved forvaltningen af grundvandsressourcen. I de to delprojekter anvendes to metoder der er egnede til at belyse disse problemstillinger; Contingent valuation (CV, interviewmetoden) og Choice experiments (CE, valgmetoden). Konkret omfatter disse problemstillinger forvaltningen af drikkevandsressourcen, som værdisættes med CV, samt de effekter en ændret grundvandsforvaltning har på vandmiljøet generelt med CE; nærmere bestemt værdisætning af ændringer i levevilkår for fauna og flora, vandkvalitet i overfladevand og drikkevandsforvaltning. Disse problemstillinger har relevans i forbindelse med implementeringen af lokal og national vandforvaltning, og ikke mindst med implementeringen af EU's Vandrammedirektiv i den kommende tid. Rammerne for en samlet gennemførelse af de to projekter er beskrevet, samtidig med at de to delprojekter er beskrevet hver for sig.

6.2 Baggrund

Udgangspunktet for at gennemføre værdisætningsstudier er, jf. gennemgangen i kapitel 2, at prisen på en vare eller et gode afspejler den enkelte forbrugers nytte af at forbruge en enhed heraf. Derved kan prisen også bruges som mål for forbrugernes præferencer for godet, idet den viser forbrugernes marginale betalingsvilje for varen. Problemet er, at det for miljøgoder er mere reglen end undtagelsen, at der ikke eksisterer markeder, og derfor forbindes miljøgoder heller ikke med en pris. Dette er dog ikke ensbetydende med, at forbrugerne ikke har præferencer for miljøgoderne – de kommer bare ikke til udtryk i kraft af betalingsviljen på et marked. Målet med at gennemføre værdisætningsstudier er derfor, at tilvejebringe konsistente estimater for forbrugernes betalingsvilje for marginale ændringer i udbudet af ikke-markedsomsatte miljøgoder. Det er en helt grundlæggende forudsætning for økonomisk værdisætning af disse miljøgoder, at godet kan opfattes på linie med konventionelle goder og indgå i substitution med disse samt med hinanden.

I Danmark er der indtil nu udført ganske få værdisætningsundersøgelser, på trods af, at værdisætningen - som disciplin - er i udvikling internationalt, inklusive de øvrige nordiske lande. Det gælder både med hensyn til metodeudvikling og i den konkrete, empiriske anvendelse og afprøvning. De forholdsvis få danske studier har været koncentreret om værdisætning af

rekreative værdier i tilknytning til skove (Dubgaard 1996, Dubgaard 1998, Børner et al. 2000, Dubgaard 2001, Aakerlund 2000, Hasler et al. 2002; Anthon og Jellesmark 2002), men der er også udført et pilotprojekt vedrørende værdisætning af pesticiders effekter på natur (Schou et al. 2003) samt på forbrugernes betalingsvilje for økologiske produkter (Millock et al. 2004). Et værdisætningsprojekt, der opgør værdien af forskellige udnyttelser af grundvandsressourcen, bidrager således både som grundlag til fastlæggelse af forvaltningen af denne ressource, samtidigt med at projektet vil bidrage til udviklingen af værdisætningsmetoder i Danmark.

Den udenlandske værdisætningslitteratur er derimod omfattende, sammenlignet med den danske. Det gælder også studier der værdisætter forskellige aspekter vedrørende anvendelsen af grundvand. Det er særligt drikkevandsressourcen (kvantitet og kvalitet) der er værdisat i udlandet. Det skyldes bl.a. den fokus der har været på rent drikkevand og en sikker vandforsyning i mange lande – hvilket bl.a. har givet sig udtryk i de mange vandrelaterede direktiver i EU-reguleringen (Vandrammedirektivet, Drikkevandsdirektivet, Nitratdirektivet). Men det skyldes også, at problemstillingerne vedrørende forbrug af vand og drikkevand er velegnede til værdisætning, fordi godet kan beskrives ganske entydigt, med hensyn til både kvantitet og kvalitet. Endvidere er husholdningerne vant til at betale for vand.

Af litteratur-reviewet over udenlandske studier fremgår også, at mange typer metoder kan tages i anvendelse, men at der skal bruges hypotetiske metoder til værdisætningen, dvs. metoder hvor man opstiller et hypotetisk marked for godet. Anvendelsen af hypotetiske værdisætningsmetoder indebærer, som nævnt i forprojektet, at undersøgelsen kan omfatte opgørelse af både eksistens- og brugsværdierne.

Den hypotetiske metode Contingent valuation, der er anvendt i mange studier, er baseret på direkte spørgsmål om folks betalingsvilje i interview eller spørgeskema. Denne metode er bedst egnet til værdisætning af forholdsvis enkle problemstillinger. I nyere studier tages der også andre metoder i brug, blandt andet såkaldte valgmodeller, hvor respondenterne bliver præsenteret for en række markedslignende valg, hvor alternative udfald for miljøgodet bliver beskrevet i scenarier. Respondenten bliver bedt om at vælge det bedste, eller om at rangordne scenarierne. En af disse metoder er Choice experiments. Denne metode tillader en noget større kompleksitet med hensyn til emnet for værdisætningen end Contingent valuation, samtidigt med at den muliggør at opdele værdisætningen på delkarakteristika ved godet, fx opdele grundvandsressourcen på drikkevand og andre miljøeffekter.

6.3 Problembeskrivelse for det samlede projekt samt de to delprojekter

Forvaltningen af grundvandsressourcen skal dels sikre drikkevand af en acceptabel kvalitet og kvantitet, dels medvirke til at de øvrige effekter på vandmiljøet, som følge af udvinding, tilførsel af vand, næringsstoffer og andre forurenende stoffer (fx pesticidrester), holdes på et acceptabelt og bæredygtigt niveau.

Forvaltningen sker dels gennem lokal og national lovgivning, og dels gennem implementeringerne af diverse EU-direktiver, fx Vandrammedirektivet og Drikkevandsdirektivet.

Værdisætning af de ikke markedsomsatte goder som grundvandet leverer, kan anvendes til at prioritere og vurdere målsætningerne for den lokale, den nationale og den EU-initierede forvaltning, ved at sætte tal på befolkningens nytte - hvor meget befolkningen er villig til at betale - for denne forvaltning og evt. ændringer af den.

Problemstillingen for det samlede projekt medfører, at effekterne af den nuværende grundvandsforvaltning samt relevante ændringer i denne vil blive søgt værdisat.

Værdien af en fortsættelse af den nuværende drikkevandsbeskyttelse, eller forbedringer af den, kan beregnes for Danmark som helhed eller for udvalgte områder med evt. særlige karakteristika. Andre natur- og miljøeffekter, som følge af beskyttelse af grundvandet, er mere lokale – fx medfører ændringer i grundvandsstanden, som følge af ændret oppumpning af grundvand eller lignende, lokale effekter på vandfauna etc. Værdisætning af denne form for ændringer bør derfor foretages med udgangspunkt i lokale områder.

Problemstillingen består derfor af følgende delproblemstillinger:

1. At formulere policy-relevante ændringer af forvaltningen af grundvandet, i udvalgte lokalområder samt generelt, som udgangspunkt for værdisætningen. Herunder udvælges også geografiske områder.
2. At formulere relevant og forståelig baggrundsinformation til respondenterne om problemstillingerne
3. At opgøre betalingsviljen for ændringer i grundvandsforvaltningen i udvalgte lokalområder mht. udvalgte deleffekter. På baggrund af tilgængelige data og tilgængelig ekspertviden søges der at værdisætte ændringer i
 - drikkevandsmængden,
 - drikkevandskvaliteten,
 - evt. effekter på grundvandsmagasiner og vandstand i overfladevand,
 - evt. flora og fauna effekter samt
 - evt. vandmiljøeffekter (næringsstoffer, pesticider) på grundlag af eksisterende data
4. At værdisætte beskyttelsen af drikkevandsressourcen på et repræsentativt grundlag
5. At aggregere resultaterne, så der fremkommer estimater der gælder for samlede områder og over tid (diskontering), samt
6. At udføre en sammenligning, og evt. kalibrering, af resultaterne der fremkommer ved anvendelse af to metoder

Punkterne 1 og 2 vil udføres for begge delprojekter, mens punkt 3 og 5 udgør delprojekt 1, og punkterne 4 og 5 udgør delprojekt 2. Punkt 6 løses kun i tilfælde af at begge delprojekter udføres.

Erfaringerne viser, at respondenter kan forstå denne form for værdisætningsspørgsmål (jf. fx Schou et al., 2003), men nogle effekter kan på grund af bl.a. videnskabelig usikkerhed eller kompleksitet (fx vandmiljøeffekterne, vandfaunaeffekter) være svære at formidle. Derfor testes om respondenterne kan forholde sig til forskellige effektindikatorer, fx for faunapåvirkninger i vandløb, forureningsindhold i drikkevand (pesticidrester, nitrat), vandmængde og forsyningsikkerhed. Det samme gælder for forskellige betalingsformater (betaling via vandprisen, over skatten). Litteraturen omfatter mange bud på, hvordan sådanne indikatorer kan

udformes, og disse testes i fokusgrubeinterviews. Fokusgrubeinterviews indebærer interviews med fra ca. 7 – 12 respondenter, der ud fra en fast interviewguide samt improviserede spørgsmål, præsenteres for survey-materialet, og giver sine meninger til kende om problemstillingerne og formuleringerne, som grundlag for revision og tilpasning af spørgematerialet. Metoden anvendes i mange andre henseender, bl.a. i marketing.

6.4 Metoder

Som nævnt vil det samlede studie bestå af to delprojekter, der løses med to forskellige metoder. Det anbefales, at de to metoder kombineres, for herved at få belyst bredden i problemstillingen vedrørende værdien af grundvand, og for at kunne vurdere validiteten af resultaterne. I denne metodegennemgang præsenteres derfor først de generelle metodiske krav ved værdisætning af grundvandsressourcen, og derefter præsenteres den konkrete anvendelse af de to metoder på delproblemstillingerne. Der gives eksempler på udførelsen af de to metoder ved spørgedesign.

Som beskrevet i forprojektet er metoden Contingent valuation (CV, interviewmetoden) egnet til at værdisætte forholdsvis enkle problemstillinger vedrørende ændringer i et gode. Metoden kan endvidere bruges til at opgøre den samlede værdi af denne ændring, mens det er svært at bruge metoden til at opgøre respondenternes vægtning af mange sideordnede effekter af et indgreb: fx effekter på drikkevand og overfladevand ved et beskyttelsestiltag af grundvandet i et område. Hvis de enkelte effekter ønskes opgjort særskilt, er valgmetoden Choice experiment (CE) bedre egnet.

Både CV- og CE-metoden er såkaldte direkte værdisætningsmetoder. Ved denne type analyser udledes betalingsviljen for ændringer i et gode hos et udvalgt antal respondenter, der er repræsentative for den befolkningsgruppe der berøres af ændringerne i miljøgodet, som det spørges om. Begge delprojekter vil derfor udføres på et repræsentativt udvalg af befolkningen: nationalt i CV-projektet, og lokalt i CE-projektet.

En afgørende udfordring for begge værdisætningsundersøgelser er derfor, at opnå et rimeligt antal respondenter, uden at undersøgelsen bliver for ressourcekrævende. En mulighed, som det påtænkes at udnytte, er at anvende et analyseinstitut til interviews. Alternativet er postomdelte spørgeskemaer, men disse har ofte en lav besvarelsesprocent (jf. omtale af udenlandske erfaringer). Postomdelte skemaer kan på den anden side være mere omfattende og længere, end et interview foretaget af et analyseinstitut, men den højere svarprocent ved brug af analyseinstitutterne bør veje tungere. Respondenternes holdninger og motivation til at svare som de gør, kan testes indledningsvis i fokusgrupper eller testinterviews, hvor det også er vigtigt at afklare om respondenterne har forstået problemstillingerne enslydende og om de inddrager andre hensyn i vurderingen end det de bliver spurgt om mv.

Udvælgelse af respondenter skal endvidere foretages inden for evt. caseområder, som resultaterne skal referere til. Caseområdet kan være hele Danmark, hvis der er tale om nationale problemstillinger der berører hele befolkningen. Regionale og lokale problemstillinger kræver på den anden side, at der udvælges lokale områder for værdisætningsstudierne, for at belyse regionale forskelle på problemstillingerne forbundet med grundvandsressourcen. Repræsentativiteten omfatter også, at respondenterne skal fordele sig efter forskellige socioøkonomiske karakteristika. Dette er væsentligt, da der sjældent er ressourcer til at gennemføre fuldt dækkende

spørgeundersøgelser, og det derfor er nødvendigt med en sammenvejning af resultaterne, svarende til sammensætningen i caseområdet.

Problemstillingerne vedrørende formulering af scenarier og udvælgelse af områder er nærmere beskrevet i de to følgende afsnit (6.5. og 6.6.), der refererer til begge delprojekter.

6.5 Policyændringer og scenarier – punkt 1 i problembeskrivelsen

Som det fremgår af problembeskrivelsen, er de første trin i begge værdisætningsøvelser at afklare og konkret beskrive de policyændringer der er relevante, i forbindelse med lokal, national og EU-initieret forvaltning af vandressourcen. Disse scenarier beskrives af projektgruppen og præsenteres for følgegruppen, hvorefter der træffes endelig aftale om scenarierne. Scenarieformuleringen omfatter også udvalg af relevante geografiske områder for værdisætningen, hvor der lægges op til at vælge 2 til 3 områder for den detaljerede analyse med Choice experiments, mens der lægges op til at vælge et repræsentativt udsnit af befolkningen i hele landet for Contingent valuation-undersøgelsen. I scenarieformuleringen vurderes eksisterende data for opgørelsen af de enkelte deleffekter, dvs. ændringer i drikkevandsmængden, drikkevandskvaliteten, evt. effekter på grundvandsmagasiner og vandstand i overfladevand, evt. flora og fauna effekter samt evt. vandmiljøeffekter (næringsstoffer, pesticider) på grundlag af eksisterende litteratur og kontakt til eksperter.

Et eksempel på et scenarie er beskyttelse af grundvandsområder ved skovrejsning. Et andet er forbedringer i drikkevandskvaliteten og -mængden ved lukninger af forurenende boringer, der erstattes med nye boringer.

6.6 Baggrundsinformation til respondenterne

For begge delprojekter er det væsentligt at formulere baggrundsinformation om problemstillingerne til respondenterne. Informationen skal på samme tid være forståelig og tilstrækkelig i omfang, men ikke unødvendig og kedsommelig. Dvs. at de valgte policy-scenarier og baggrunden for dem beskrives i et forståeligt sprog og i et omfang der sikrer denne forståelse, samtidig med at de holdes på et ikke for omfattende niveau. Dette testes ved fokusgruppeinterviews i begge delprojekter. Hvis der gennemføres et samlet projekt, kan disse interviews teste formuleringerne for begge delprojekter i de samme fokusgrupper. Informationen skal omfatte information om miljøkvaliteten og de ændringer, som respondenterne bedes om at værdisætte, samt om hvorledes godet leveres og hvordan ændringerne gennemføres. Endvidere skal respondenterne gøres opmærksomme på deres budgetrestriktion. Dvs. de skal mindes om deres husholdningsbudget, og evt. få hjælp til at beregne dette.

6.7 CE-projektet: Værdisætning af ændringer i den regionale grundvandsforvaltning

Den efterfølgende metodebeskrivelse refererer til delprojekt 1.

For at estimere betalingsviljen for ændringer i grundvandsforvaltningen i udvalgte lokalområder, med hensyn til udvalgte deleffekter, dvs. ændringer i drikkevandsmængden, drikkevandskvaliteten, evt. effekter på grundvandsmagasiner og vandstand i overfladevand, evt. flora og fauna effekter samt evt. vandmiljøeffekter (næringsstoffer, pesticider), bruges CE-

metoden. Metoden bygger på interviews af udvalgte respondenter i 2 eller 3 områder, der repræsenterer forskellig grundvandsproblematikker og forvaltninger. Interviewene foretages af professionelle interviewere fra GALLUP.

CE-metoden bygger på simulerede markedssituationer (eksperimenter med forsøgspersoner), hvor respondenterne bedes vælge mellem forskellige goder (fx miljøgoder) til givne priser (se fx Lareau & Rae 1985; Adamowicz et al. 1994, Boxall et al. 1993; Hanley et al. 1998). Tilnærmelsesvis samme metode er anvendt i Schou et al. (2003). Her blev respondenterne bedt om at rangordne fire forskellige scenarier, der hver for sig var beskrevet ved forskellige indikatorer for natureffekter af ændret pesticidanvendelse, samt tilhørende omkostninger. CE-metoden har væsentlige fordele sammenlignet med traditionelle spørgemetoder. Dels kan værdisætningsøvelsen gøres mere kendt og markedslignende for respondenterne, og herved kan usikkerhed, på grund af respondenteres forskellige opfattelser af godet, reduceres. Dels kan resultaternes opdeling på diverse attributter (dvs. karakteristika) ved godet være hensigtsmæssig for en eventuel overførsel af resultater eller modeller fra et område til et andet, såkaldt Benefit transfer (McVittie et al. 2001).

Metoden tager udgangspunkt i de formulerede policy-scenarier, og ud fra disse designs valgsituationer, hvor respondenterne bliver bedt om at vælge det bedste af disse. Hver valgsituation er karakteriseret ved forskellige effekter på drikkevandskvalitet, drikkevandsmængde, vandmiljøkvalitet (pesticidrester i vandet, fauna og flora påvirkning). Der skal ikke indgå for mange effekter, da det gør valgsituationen uoverskuelig, og 3 af de nævnte effekter vælges ud. Omkostningerne ved at opnå disse effekter beregnes og indgår som en del af beskrivelsen af hvert scenario/valgsituation. Valgmulighederne fremgår samlet på et valgkort, og et eksempel på et sådant valgkort fremgår af tabel 6.1 nedenfor. Det skal understreges, at dette kun er et eksempel, og at der skal arbejdes meget med et sådant valgkort inden det sendes ud – både med policy-scenarier, valgmuligheder, formuleringer mv. Det viste eksempel vil derfor ikke blive anvendt i de konkrete undersøgelser.

Tabel 6.1. Eksempel på valgkort – CE undersøgelsen

EFFEKTER:	VALG 1 (STATUS QUO)	VALG 2 – PLANTNING AF SKOV	VALG 3 – ETABLERING AF NYE BORINGER
Drikkevandets kvalitet	YY antal boringer hvor der er fundet pesticider i grundvandet (dårlig kvalitet)	Y antal boringer vil over en årrække på ... antal år være fri for pesticider (god kvalitet)	YYY nye boringer uden pesticider (god kvalitet)
Effekt på vandløbene	Vandløbene i området tørrede ud i somrene 19.. og 19.. på grund af...	Ingen effekter	Vandstanden i åen (navngives) vil reduceres – effekt på fisk og andre organismer beskrives
Andre miljøeffekter	Der er ikke meget skov i området, der består af åbne marker op til byen X	Der plantes y ha skov	Ingen effekter
Omkostninger	Vandafgiften er x kr/ m ³ (den lokale takst indsættes)	Vandafgiften stiger med x +y kr/ m ³	Vandafgiften stiger med x +z kr/ m ³

Som led i projektet vil der således blive arbejdet grundigt med de eksakte formuleringer, udvalget af indikatorer for effekterne mv., og hermed vil

valgkortet blive betragteligt udbygget. Forståelsen for problemstillingerne vil afprøves, fx når det gælder hvor mange effekter respondenterne kan forholde sig til. Valgalternativerne testes i fokusgruppe eller testinterviews.

Konkret foregår værdisætningen ved at variere såvel niveauerne for de forskellige effektindikatorer, valgsituationerne imellem, som de tilhørende omkostninger. Respondenterne vælger således mellem en række valgsituationer (eller scenarier) med hver sine karakteristika (dvs. omkostninger og niveauer for effektindikatorer). Omkostningerne skal variere systematisk mellem valgmulighederne, hvorved der genereres et datasæt, der kan bruges til at estimere implicitte værdier for hver effekt.

Ved at respondenterne kan vælge mellem forskellige projekter med forskellige niveauer for natur-, miljø- og omkostningsindikatorer, kan der udledes implicitte værdier af hver af disse effekter. Den samlede betalingsvilje for den ændrede grundvandsforvaltning kan også beregnes (jf. Desvouges et al. 1998). Denne type spørgemetode kan derfor anvendes til både at afdække hvilke effekter, der er vigtigst for respondenterne, og værdien af effekterne.

Bl.a. Vatn & Bromley (1995) påpeger, at denne form for valgmetoder kan give mere valide svar end traditionelle spørgemetoder, fordi de markedslignende valgsituationer i CE er mere velkendte for de respondenter, der ikke er vant til at omsætte værdien af miljøgoder i monetære værdier. Et af problemerne med CE-metoden er imidlertid, at de beregnede implicitte værdier for miljøgodet kan være følsomme over for antallet af valgmuligheder (attributter) (Lareau & Rae 1989), samt den rækkefølge attributterne præsenteres i. Vi tester derfor for betydningen af disse usikkerhedsfaktorer i fokusgruppeinterviewene.

Data analyseres økonometrisk med udgangspunkt i Random Utility modeller, der tager højde for evt. ikke-observerbare karakteristika ved de alternativer respondenterne vælger imellem.

Resultaternes generaliserbarhed (Benefit transfer) testes ved at estimere betalingsvilje for de forskellige områder, for herefter at teste om parametrene for disse funktioner er ens. Er parametrene signifikant forskellige områderne imellem, indikerer det, at der er væsentlige forskelle i befolkningens præferencer, hvilket er problematisk for fremtidig overførsel af resultaterne (Benefit transfer).

6.8 CV-projektet: Værdisætning af ændret grundvandsforvaltning på repræsentativt udvalgte respondenter i hele landet

I CV-studiet søges det at værdisætte problemstillinger vedrørende beskyttelse af drikkevandsressourcen, og der tages ikke lokale eksempler i brug i dette delprojekt.

CV kan enten tage udgangspunkt i spørgsmål om betalingsvillighed (Willingness To Pay) eller spørgsmål om den kompensation, der gør en given (negativ) natureffekt acceptabelt (Willingness To Accept). I forhold til værdisætning af drikkevand/grundvand kan valget være væsentligt, idet man både kan stille spørgsmål, der søger at afdække hvor meget respondenterne er villige til at betale, og hvad de villige til at acceptere. I litteraturen anbefales WTP, og dette format vælges i denne undersøgelse.

NOAA-panelet (Arrow et al. 1993) anbefaler, som nævnt i kapitel 4, at CV-undersøgelser udføres ved personlige interviews og efter en række retningslinjer. Efter at NOAA-panelets retningslinjer blev offentliggjort, er de forskellige anbefalinger diskuteret i litteraturen, og CV-studier skal selvfølgelig udføres med baggrund i den udvikling der er sket, dvs. state-of-the art skal følges.

CV-undersøgelsen vil derfor baseres på spørgeskemaer der udfyldes ved personlige interviews, ved anvendelse af professionelle interviewere fra et analyseinstitut. Inden surveyet gennemføres, testes spørgematerialet i fokusgrupper for at sikre en god udformning.

På baggrund af NOAA-panelets anbefalinger, samt senere erfaringer bl.a. beskrevet i forprojektet og i Bateman et al. (2002), skal CV-undersøgelsen designes, så den giver information om følgende forhold, i nævnte rækkefølge:

- 1) Introduktion om emnet og scenarier
- 2) Spørgsmål om attitude til miljø, anvendelse af vand samt interesse i vandmiljøspørgsmål
- 3) Anvendelse af "vandmiljø" – rekreation mv.
- 4) Livstilsspørgsmål, dog ikke "påtrængende"

Selve værdisætningen:

- 5) Værdisætningsscenarie præsenteres
- 6) Spørgsmål om betalingsvilje
- 7) Opfølgende spørgsmål

Afsluttende spørgsmål

- 8) Socioøkonomiske karakteristika (køn, alder, uddannelse, bosted etc.)
- 9) Evt. spørgsmål om forskerne må vende tilbage med uddybende spørgsmål (identifikation kræves)

Alle disse dele af spørgeskemaet skal udformes med udgangspunkt i problemstillingen for projektet, de nævnte anbefalinger, tidligere studier (jf. forprojektet) og derefter testes i fokusgruppeinterviews. Det gælder både baggrundsinformationen, scenariebeskrivelserne og betalingsspørgsmålene. CV giver mulighed for at stille spørgsmål som såkaldt åbne bud: "hvor meget vil du betale for ...?", som lukkede bud: "er du villig til at betale x kr. for?" eller som mellemløsninger (betingede bud), hvor respondenterne bliver bedt om at angive en bestemt sum, indenfor et på forhånd foreslået interval. Der kan endvidere anvendes auktionsprincipper, hvor det er muligt at give flere bud efter det hollandske auktionsprincip (prisen sænkes) eller engelske (prisen øges).

Det planlægges at anvende betinget lukkede bud inden for intervaller, da dette anbefales i litteraturen. Endeligt valg af format afgøres dog først efter tests i fokusgrupper. Vandafgiften/vandprisen påregnes anvendt som betalingsformat, da befolkningen er vant til at forholde sig til denne.

Designet af undersøgelsen skal endvidere tilpasses til, at fortolkningsproblemer kan opstå – af en række grunde: bl.a. skalaforhold, opfattelsen af godet og strategisk svarafgivelse. Skalaforhold er et alment erkendt problem med CV (såkaldt indlejring, embedding). Dette problem indebærer bl.a. at respondenterne afgiver den samme betalingsvilje, selvom

godets omfang ændres. Fx viser Diamond & Hausmann (1994) at respondenterne i deres undersøgelse afgiver samme betalingsvilje for miljøbeskyttelse i hele landet, som i et udvalgt område. En årsag til dette problem kan tilskrives, at respondenter, når de deltager i værdisætningsstudier, ikke afslører betalingsviljen for det ene miljøgode (fx værdien af grundvandsbeskyttelse i et område) men inddrager alle andre områder i betragtningen. Det omvendte kan også forekomme – at de fokuserer på det nære område. Dette problem skal i projektet løses ved præcis formulering og test af spørgsmål.

Der kan også opstå problemer, fordi respondenter simpelthen har forskellige forestillinger om den vare der beskrives, og det er derfor vigtigt at beskrive scenariet og godet entydigt, og teste beskrivelsen. Ellers kan det være uklart, hvad det er for en pris der overhovedet måles. Der kan endvidere være tale om forskellige overvejelser, som leder til strategiske svar. Fx kan der opstå strategisk skævhed når respondenterne (fejlagtigt) tror, at deres svar har betydning for, om godet vil blive leveret eller ej, når de tror, at deres svar vil have betydning for en (senere) betaling, etc. Disse motiver vil lede til, at den enkelte respondent, i sit svar, afviger fra den værdi, han sætter på godet. Dette kan modvirkes ved at tilpasse spørgedesignet.

Protestsvar, fx blanke svar, kan også lede til skæve svar. Denne type svar omfatter: ved ikke, direkte modvilje, overhovedet ingen eller en abnormt høj betalingsvilje, etc. samt svar der er indlysende inkonsistente. Der findes forskellige metoder som kan bruges til at eliminere denne type svar og litteraturen viser, at opgørelser over betalingsvilje er noget påvirket af, om denne type svar elimineres eller ej.

De nævnte problemer søges, som nævnt, løst ved at tilpasse spørgedesignet, nærmere bestemt ved at indarbejde kryds- og checkspørgsmål i spørgeskemaet, for at undgå disse problemer. I tabel 6.2 gives eksempel på spørgsmål der kan bruges til at udlede, om der gives protestsvar (spørgsmål 9).

Tabel 6.2. Eksempler på spørgsmål i CVM-undersøgelsen, specifikt vedr. drikkevand.

1. Hvor informeret var du om grundvand og drikkevand inden dette interview?	Meget godt informeret Godt informeret Ikke informeret
2. Hvor har du din information fra?	Kommunen Vandværket Pressen Min uddannelsesmæssige baggrund Job Andet
3. Drikkevandet i mit område er... når det gælder smag.	Meget godt Godt Mindre godt
4. Drikkevandet i mit område er... når det gælder forurening.	Meget godt Godt Mindre godt Ved ikke
5. Forsyningen af drikkevand er i mit område nu...	Meget god God Mindre god Ved ikke
6. Forsyningen af drikkevand er i mit område... i fremtiden.	Meget sikker Sikker Mindre sikker Ved ikke
7. Jeg er optaget af at drikkevandet er rent .	Meget vigtigt Vigtigt Mindre vigtigt Ikke vigtigt Ved ikke
8. Bør beskyttelse af drikkevandet være en prioriteret opgave indenfor miljøpolitikken fremover?	Meget mere Mere Som nu Mindre Ved ikke
9. Hvor villig er du til at bruge drikkevand der er forurennet?	Meget villig Villig Mindre villig Helt uvillig Ved ikke
10. Hvor meget vil du betale mere om året i vandafgift, for at være sikker på, at dit drikkevand overholder grænseværdierne? Vi kan oplyse, at en gennemsnitlig husholdning bruger x kr. i årligt vandbudget.	<input type="checkbox"/> Jeg er villig til at betale xxx kr. mere årligt <input type="checkbox"/> Jeg er villig til at betale xx kr. mere årligt <input type="checkbox"/> Jeg er villig til at betale x kr. mere årligt <input type="checkbox"/> Jeg er ikke villig til at betale mere end nu <input type="checkbox"/> Jeg mener, at forurenerne skal betale for at forbrugerne får rent drikkevand, og jeg vil ikke betale <input type="checkbox"/> Jeg mener, at kommunen skal betale for rent drikkevand <input type="checkbox"/> Jeg ved ikke hvor meget jeg vil betale
11. Hvor meget vil du betale om året for være sikker på, at dit drikkevand er helt rent, uden nogen forurening? (sæt selv et beløb ind)	Jeg er villig til at betale ----- kr. Jeg kan ikke svare -----
12. Dine karakteristika (specificeres mere)	Alder Mand Kvinde

Et tillægsspørgsmål kan omfatte at spørge om, hvor meget respondenterne er villige til at betale for flaskevand; i hvilket omfang de gør det og hvorfor. Er det på grund af formodet forureningsindhold, fordi det lugter af klor etc. Efter interviewene er udført, indlæses data af analyseinstituttet, og på baggrund af disse data, foretages den statistiske databehandling, omfattende en deskriptiv og en økonometrisk analyse. Førstnævnte har til formål at beskrive datamaterialet, respondenternes socioøkonomiske sammensætning samt fordelingen af de afgivne svar, samt resultaterne af eventuelle supplerende spørgsmål. Sidstnævnte omfatter de egentlige estimationer af betalingsvilje, diverse tests af konsistens samt statistiske forudsætninger. WTP-estimerne aggregeres over tid, hvor der anvendes diskonteringsrater, som anbefalet af Møller et al. (2000), med mindre der foreligger nyere anbefalinger på tidspunktet for afslutningen af projektet. WTP aggregeres også for den samlede befolkning, således at der fremkommer et aggregeret Benefit estimat for den samfundsøkonomiske nytte af drikkevandsbeskyttelse.

6.9 Aggregeret resultatbeskrivelse, CE- og CV-projektet

På baggrund af resultaterne fra CE-projektet og CV-projektet, vil der, som nævnt, for hver af analyserne, beregnes en betalingsvilje, som skal aggregeres, for at få en samlet bud for de samfundsøkonomiske benefits. Disse skal for det første aggregeres over det relevante antal individer der påvirkes af ændringen i grundvandsforvaltningen, samt over den tid, som projektet forventes at have effekt. Med hensyn til de fremtidige benefits anvendes diskonteringsrater, som anbefalet af Møller et al. (2000), med mindre andet anbefales på tidspunktet for afslutning af projektet.

I et samlet projekt sammenstilles resultaterne fra de to undersøgelser; de sammenlignes og muligheder for at kalibrere resultaterne afprøves. Det vil blive vurderet, om forskelle i resultater kan henføres til forskelle i modeldesign, eller at der stilles forskellige spørgsmål.

Mulighederne for Benefit transfer mellem områder og socioøkonomiske grupper af befolkningen, ved overførsel af resultater eller overførsel af estimerede funktioner, kan testes, og det kan vurderes om parameter værdierne er samstemmende.

Referencer

Adamowicz, W., Louviere, J. and Williams, M. 1994: Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*. 26(3), 271-92.

Andersen, M.S. & Strange, N. 2003: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 459: 90 s. (elektronisk). Findes på:
http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR459.PDF

Andersen, M.S., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Hertel, O., Jensen, S.S., Nielsen, J.S. & Sørensen P.B. 2004: Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser. Faglig Rapport fra DMU nr. 507, 85 ss.

Anthon, S. & Jellesmark, B. 2002: Værdisætning af statslig skovrejsning. En husprisanalyse. September 2002, FSL.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner R. & Schuman, H. 1993: Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Resources for the Future, Washington DC.

Bateman I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. & Swansson, J. 2002: Economic valuation with Stated preference techniques. A manual. Edward Elgar.

Bennett & Larson, 1996: Contingent Valuation of the Perceived Benefits of Farm Animal Welfare Legislation: An Exploratory Survey. *Journal of Agricultural Economics*, 47(2):224-235.

Bjerrum-Jensen, D., 2002: Offentlig regulering af comon pool resources: en analyse af danske reguleringsinstrumenters effekt på private husholdningers vandforbrug. Specialeafhandling, Århus. Institut for Statskundskab.

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, København.

Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., Swait, P., Williams, M. & Louviere, J. 1993: A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics*, 18(3), 243-53.

Bergstrom, J.C. & Dorfmann, J.F. 1994: Commodity information and willingness to pay for groundwater quality protection. *Review of Agricultural Economics*, 16(3), 413-425.

Boyle, K.J., Poe, G.L. & Bergstrom, J.C. 1994: What do we know about groundwater values? Preliminary implications from a meta analysis of

contingent-valuation studies. *American Journal of Agricultural Economics* 76, 1055-1061.

Brethour, C. & Weersink, A. 2001: An Economic Evaluation of the Environmental Benefits from Pesticide Reduction. Paper presented at the OECD conference on The Economics of pesticide Risk reductions, Copenhagen, November 2001.

Crutchfield, S.R., Cooper, J.C. & Hellerstein, D. 1997: Benefits of safer Drinking Water: the value of Nitrate Reduction. Food and consumer Economics Division. Economics Research Service, U.S. Department of Agriculture. Resume via EVRI.

DANVA, 2003: Vandforsyningsstatistik 2002, Skanderborg.

Desvousges, W.H, Naughton, M.C. & Parsons, G.R. 1992: Benefits transfer: Conceptual Problems in estimating Water Quality Benefits using existing studies. *Water Resources Research* 28(3), 675-83.

Desvousges, W.H., Johnson, F.R. & Banzhaf, H.S. 1998: Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer method. *New Horizons in Environmental Economics Series*.

DeZoysa, A.D.N. (1995): A Benefit Evaluation of Programs to Enhance Groundwater Quality, Surface Water Quality and Wetland Habitat in Northwest Ohio, afhandling, The Ohio State University.

Diamond, P.A., & Hausman, J.A., 1993: On contingent valuation measurement of nonuse values. In J. A. Hausman (Ed.), *Contingent valuation: A critical assessment* (pp. 3-38). Amsterdam: North-Holland.

Diamond, P.A. & Hausman, J.A. 1994: "Contingent Valuation: Is some Number Better Than No Number?" *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 8, No. 4: 45-64.

Dubgaard, A. 1996: Economic valuation of recreation in Mols Bjerger. SØM Publikation nr. 11, AKF forlaget, København.

Dubgaard, A. 1998: Economic valuation of recreational benefits from Danish Forests. In: "The economics of Landscapes and Wildlife Conservation", pp. 53-64, CAB International.

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

Foster, V. & Mourato, S. 2000: Valuing the Multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach. *Journal of Agricultural Economics*; 51(1).

Fisher, A.C. & Rubbio, S.J. 1997: Adjusting to climate change: Implications of increased variability and asymmetric adjustment costs for investment in water reserves. *Journal of Environmental Economics and Management* 34, 207-227.

- Hanemann, W.M. 1991: Willingness to pay and willingness to accept – how much can they differ. *American Economic Review* 81 (3): 635-647.
- Hanley, N., Wright, R. & Adamowicz, V. 1998: Using choice experiments to value the environment: design issues, current experience and future prospects. *Environmental and Resource Economics*. 11(3-4), 413-28.
- Hansen, L.G. & Westergaard, M.M. 1992: En undersøgelse af vandforbrugets prisfølsomhed for husholdninger i København. København: AKF-forlaget.
- Hansen, L.G. 1996: Water and Energy Price Impacts on Residential Water Demand in Copenhagen. *Land Economics* vol. 72.
- Hasler, B., Damgaard, C., Erichsen, E., Christoffersen, H.C. & Jordahl, J. 2002: "De rekreative værdier af skov og naturgenopretning", AKF.
- Hasler, B. & Pedersen, C.J. 2003: Muligheder for generalisering og overførsel af resultater med benefit transfer. Bilag E i: Schou, J.S. et al.: Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter. Rapport i Miljøstyrelsens Pesticidforskningsserie, under udgivelse.
- Haravu, N. & Hadas, A. 1996: Cost assessment of various means of averting environmental damage and groundwater contamination from nitrate. *Agricultural Water Management*.
- Henriksen, H. & Sonnenburg, A. 2003: Ferskvandets Kredsløb, NOVA 2003 Temarapport, GEUS
- Jordan, J.L. & Elnagheeb, A.H. 1993: Willingness to pay for improvements in drinking water quality. *Water Resources Research* 29(2), pp.237-45.
- Krutilla, J.V. 1967: Conservation reconsidered, *American Economic Review*, 777-786.
- Lareau T. & Rae, D.A. 1989: Valuing WTP for Diesel Odour Reductions: An application of Contingent ranking Technique. *Southern Economic Journal*, vol 55(3), pp. 728-742.
- Lee, L. & Nielsen, E.G. 1987: The extent and Costs of Groundwater Contamination by agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 42(4), pp.243-248.
- Macmillan, D.C., Phillip, L., Hanley, N. & Alvarez-Farizo, B. 2002: Valuing the non-market benefits of wild goose conservation: a comparison of interview and group-based approaches. *Ecological Economics* 43, pp. 49-59.
- Martin, M. & Marceau, R. 2001: The economic value of groundwater. Montreal Economic institute. (resume via EVRI).
- McVittie, A., Hanley, N. & Oglethorpe, D. 2001: Choice experiments, benefits transfer and the design of agri-environmental policy. Unpublished paper.
- Milgrom, P. 1993: Is Sympathy an Economic Value? *Philosophy, Economics, and the Contingent Valuation Method*, In: James A. Hausman (ed.),

Contingent Valuation A Critical Assessment, Contributions to Economic Analysis.

North Holland, pp. 417-35.

Miljøstyrelsen, 1995: Værdimåler for grundvandsressourcen. Projekt om jord- og grundvand for Miljøstyrelsen, nr. 15, Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen, 1999: Samfundsøkonomisk vurdering af afværgeforanstaltninger på forurenende lokaliteter. Arbejdsrapport nr. 3. Miljøministeriet

Miljøstyrelsen, 2000: Vandmiljø 2000. Status og perspektiver for et renere vandmiljø. redegørelse nr. 7, Udarbejdet af Miljøstyrelsen og Skov og Naturstyrelsen, Miljøministeriet

Miljøstyrelsen, 2002a: Metoder til værdisætning af dansk vejtrafik . Teknologiudviklingsprogrammet for Jord- og Grundvandsforurening. Miljøprojekt nr. 712.

Miljøstyrelsen, 2002 b: Vidensstatus for sammenhængen mellem tilstanden i grundvand og overfladevand. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 21.

Millock, K., Wier, M. & Andersen, L.M. (2004): Consumer Values and Willingness to Pay for Organic Foods. 13th annual EAERE Conference, Budapest, June 2004.

Mitchell R.C. & R.T. Carson , 1989: Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington.

Mullen, J.D., Norton, G.W. & Reaves, D.W. 1997: Economic valuation of Environmental Benefits of Integrated management". Journal of Agricultural and Applied Economics. 29(2), pp. 243-53.

Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Strandmark, L. 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser/Miljøstyrelsen/ Skov og Naturstyrelsen. pp. 464.

Norton G.W. & Mullen, J. 1996: A Primer on Economic Assessment of Integrated Pest Management. Proceedings of the Third National Symposium/Workshop: Broadening Support for 21st Century IPM. Pp. 76-92.

Pearce, D.W. & Turner, R.K. 1990: Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsleaf.

Poe, G.L. & Bishop, R.C. 1999: Valuing the incremental benefits of Groundwater Protection when exposure levels are known. Environmental and Resource Economics 13, 341-367.

Powell, J.R., Allee D.J. & Mc Clintock, C. 1994: Groundwater protection benefits and local community planning: impact of contingent valuation information. American Journal of Agricultural Economics 76. 1068-1075.

Ribaudo M., Osborn, C.T. & Konyar, K. 1998: land retirement as a tool for reducing agricultural non-point source pollution. *Land Economics* 70, 1. 77-87.

Schultz, S.D. & Lindsay, B.E. 1990: The willingness to pay for groundwater protection. *Water Resources Research* 26(9), 1869-75

Schou, J.S., Hald, A.B., Kaltoft, P., Andreasen, C., Vetter, H. & Hasler, B. 2003: Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter. Miljøstyrelsen. - Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 72: 64 s. Findes på: <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2003/87-7972-904-5/pdf/87-7972-905-3.pdf>

Silvander, U. 1991: The willingness to pay for fishing and groundwater in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Sparco, J. 1995: A Conjoint analysis of Willingness to pay for changes in Groundwater quality". Paper presented in Northeastern Agricultural and Resource Economics Association annual meeting, Burlington.

Stevens T.H., Barrett, C. & Willis, C.E. 1997: Conjoint analysis of groundwater protection programs- *Agricultural Resource Economic Review* 27, 229-236.

Stenger, A. & Willinger, M. 1998: Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent valuation study of the Alsation aquifer. *Journal of Environmental Management*, 53 177-193.

Sun, H., Bergstrom, J.C. & Dorfmann, J.H. 1992: Estimating the benefits of groundwater contamination control. *Southern Journal of Agricultural economics* 24. 63-71.

U.S. Environmental Protection Agency, 1995: A framework for measuring the Economic benefits of Groundwater. Office of water, Office of policy, planning and evaluation. EPA 230-B-95-0035. K.J. Boule et al, 57 pp.

Vatn A. & Bromley, D. 1995: Choices without prices without apologies In: Bromley, D. W.(ed) *The handbook of environmental economics*. Cambridge, MA: Blackwell Publishers, 705 p.

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