



# Anvendelsen af cost-benefit analyser ved implementering af EU's vandrammedirektiv

*Berit Hasler  
Katja Birr-Pedersen  
Louise Martinsen  
Jesper S. Schou  
Danmarks Miljøundersøgelser,  
Afdeling for systemanalyse.*

06.10.2006

**Danmarks Miljøundersøgelser  
Afdeling for Systemanalyse**

## Indholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	<b>3</b>
1.1	Vandrammedirektivet og de økonomiske analyser	3
1.2	Disposition for notatet	4
<b>2</b>	<b>Cost benefit analysen</b>	<b>5</b>
2.1	Overordnede forudsætninger for CBA	5
2.2	Konkret udførelse af CBA'er	7
2.3	Følsomhedsanalyser	9
<b>3</b>	<b>CBA og vandrammedirektivet</b>	<b>13</b>
3.1	CBA og målopfyldelse	13
3.2	Undtagelsesbestemmelserne og CBA	14
3.3	Fuld omkostningsdækning – omkostningsbegrebet i VRD	15
3.4	Øvrige økonomiske vurderinger i direktivet	17
3.5	Sammenfatning	17
<b>4</b>	<b>Gevinsterne ved vandtiltag og hvordan de opgøres</b>	<b>18</b>
4.1	Beskrivelse af potentielle vandtjenester og -goder	18
4.2	Metoder til opgørelse af ikke-markedsomsatte gevinster og omkostninger	20
4.2.1	Værdisætningsmetoder	21
4.2.2	Prissætningsmetoder	25
<b>5</b>	<b>Internationale og danske erfaringer ved anvendelsen af CBA</b>	<b>27</b>
5.1	Udenlandske erfaringer	27
5.2	Oversigt over de udenlandske studier	27
5.3	Sammenfatning	33
<b>6</b>	<b>Danske erfaringer</b>	<b>35</b>
6.1	Oversigt over de danske studier	35
6.1.1	Åmose-studiet	37
6.1.2	Skjern Å	39
6.2	Eksempel på danske værdisætningsstudie vedr. vand der ikke indgår i CBA	41
<b>7</b>	<b>Sammenfattende vurdering af anvendelsen af CBA i VRD</b>	<b>44</b>

# 1 Introduktion

## 1.1 Vandrammedirektivet og de økonomiske analyser

Hovedmålsætningen med vandrammedirektivet (VRD) er at opnå "god status" af grund- og overfladevand i alle EU's medlemslande i 2015. I Danmark er VRD implementeret i form af "Miljømålsloven"<sup>1</sup> (Miljøministeriet 2003).

Økonomiske analyser kan bidrage til en omkostningseffektiv opfyldelse af målsætningerne og implementering af direktivet på to forskellige måder:

Den første er relateret til bestemmelsen af den mest omkostningseffektive sammensætning af tiltag i vandplanerne for at opnå "god status". Tilgangen til denne analyse er omkostningseffektivitetsanalyse – CEA, og denne metode og fremgangsmåden er beskrevet i et notat vedr. omkostningseffektivitetsanalyser (Jacobsen 2006).

Den anden tilgang er cost-benefit analyser (CBA).

Forskellen mellem en CBA og en CEA er at de primære gevinster af tiltag bliver opgjort i monetære enheder i en CBA, både for en given målsætning (dvs. bestemt vandkvalitet, fx "god status"), og for evt. sidegevinster<sup>2</sup>.

Styrken ved anvendelse af CBA er at denne form for analyse giver grundlag for at vurdere nettogevinsten ved et projekt, og herved kan beslutningstagerne blive i stand til at sammenholde nettogevinsterne so følge af forskellige enkeltprojekter. Det er en forudsætning at disse projekter udgør marginale ændringer i samfundets aktiviteter, og dermed at de priser som projektets forskellige konsekvenser tillægges forbliver upåvirkede af projektet. Formålet med nærværende notat er at beskrive metoden til CBA, metodens relevans i VRD sammenhæng og de danske og internationale erfaringer med anvendelse af CBA. I dansk sammenhæng er der kun udført få CBA'er på vand- og miljøområdet: CBA'en af

---

<sup>1</sup>Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven). LOV nr. 1150 af 17/12/2003. [www.retsinfo.dk/-DELFIN/HTML/A2003/0115030.html](http://www.retsinfo.dk/-DELFIN/HTML/A2003/0115030.html)

<sup>2</sup>I nogle sammenhænge indgår opgørelsen af såkaldte sidegevinster ved et tiltag også i CEA analyser, i form af de positive og negative effekter på natur og miljø som ikke er omfattet af den primære målsætning, fx gevinsterne ved opfyldelsen af klimamålsætninger, de rekreative gevinster ved skovrejsning etc. Værdisætning af sidegevinsterne ved forskellige tiltag til opfyldelsen af en bestemt målsætning giver mulighed for komme frem til et skøn over de faktiske netto-omkostninger og dermed forbedre sammenligningen af tiltag i en CEA.

Store Åmose (Miljøstyrelsen 2005b) og Skjern Å (Dubgaard et al 2001, Dubgaard et al 2005).

I en CBA er beskrivelsen og opgørelsen af gevinsterne (benefits) central. Hovedfokus i nærværende notatet er at fokusere på opgørelse af gevinsterne idet omkostningsopgørelsen er beskrevet i det nævnte notat om CEA (Jacobsen 2006).

## **1.2 Disposition for notatet**

I det første afsnit beskrives den rolle CBA og værdisætning kan spille i relation til VRD. I afsnit 2 beskrives forudsætningerne ved anvendelser af CBA og trinene i en CBA, mens afsnit 3 beskriver de udtrykte behov for CBA i VRD relateret til undtagelsesbestemmelserne og det omkostningsbegreb der anvendes i direktivet. De potentielle gevinster ved VRD-tiltag på vandområdet beskrives og metoderne til værdisætning og opgørelse af disse beskrives kort i afsnit 4. I afsnit 5 præsenteres nogle udvalgte udenlandske erfaringer med anvendelse af samlede CBA'er på vandområdet, mens de danske erfaringer med CBA'er på miljøområdet omtales i afsnit 6. Afsnit 7 indeholder en sammenfattende konklusion vedr. anvendelsen af CBA'er i VRD implementeringen.

## 2 Cost benefit analysen

Dette afsnit omfatter en kort beskrivelse af de overordnede forudsætninger for CBA, samt en konkret beskrivelse af trinene i denne form for analyse; så vidt muligt er gennemgangen relateret til vandmiljøområdet.

Der foreligger danske vejledninger for velfærdsøkonomiske projektvurderinger (Møller et al 2000, Finansministeriet 1999) og internationale vejledninger (fx OECD 2006), og for mere fyldestgørende redegørelser for forudsætningerne for CBA'er henvises der til disse kilder. Disse publikationer omhandler også andre vigtige emner for gennemførelsen af en CBA, såsom anvendelsen af nettoafgiftsfaktoren, skatteforvridningsfaktor og diskonteringsspørgsmål.

### 2.1 Overordnede forudsætninger for CBA

I cost-benefit analyser (CBA) kan alternative projekter rangordnes på baggrund af de velfærdsændringer de medfører for samfundet. Omkostningerne i en CBA opgøres derfor i form af velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster. Som nævnt i indledningen er det en afgørende forudsætning at de ændringer der analyseres og opgøres er marginale således at det kan forudsættes at de priser man tillægger projektets konsekvenser, er konstante.

Således er det ikke nettoværdien af for eksempel rent vand man opgør ved en CBA – denne er formentlig uendelig stor - men marginalnyttens ved at ændre fx kvaliteten af vandforekomsterne (jf. Møller et al 2000).

Herudover forudsættes at:

- Samfundets samlede velfærd eller nytte er defineret som summen af individernes nytter
- Velfærden antages at stige når et individs nytte stiger - uden at andres nytte påvirkes (Pareto kriteriet)
- Individens nytter er uafhængige
- Individens nytter afhænger alene af forbrugsmulighederne, og udelukkende af det enkelte individs eget forbrug

Endvidere forudsættes at:

- Både gevinster og omkostninger så vidt muligt kan opgøres i monetære enheder
- Den samlede værdi af et projekts konsekvenser beregnes under antagelse om tidshorisonten for projektet (fx 10-15 år eller uendelig tidshorisont), og nettonutidsværdien beregnes. Afvejning af

den værdi projektets tillægges i fremtiden – og hermed den vægt der tillægges fremtidige generationer – bestemmes af størrelsen på den anvendte diskonteringsfaktor. Vedrørende tidshorisonten for projektet er det væsentligt at beskrive hvornår målopfyldelsen forventes at finde sted, og tage højde herfor i beregningen af værdien af gevinsterne.

- Opgørelserne af velfærdsøkonomiske størrelser kan baseres på villighed til at betale for (WTP) eller villighed til at acceptere (WTA) nytte ændringer, som refererer til forskellige mål for samfundets velfærd (jf. afsnit 4).

I en CBA opgøres enten nettonutidsværdien (NPV) af projekterne eller benefit-cost-ratioen (B/C) (jf. OECD 2006). Netto-nutidsværdien beregnes som de samlede, tilbagediskonterede gevinster (benefits) minus de samlede, tilbagediskonterede omkostninger (costs) (B-C). B/C-ratioen anvendes også som grundlag for bedømmelse af projekternes velfærdsøkonomiske fordelagtighed, idet alle projekter, der har en ratio over én kan betragtes som værende fordelagtige i og med at de øger den samlede velfærd i samfundet. Opgørelsen af såvel NPV og B/C-forholdet kræver at de samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster af projekterne beregnes - både prissatte og ikke-prissatte, i det omfang hvor dette er muligt<sup>3</sup>. NPV er at foretrække frem for B/C-ratioen fordi alle omkostninger i en CBA kan blive behandlet som negative gevinster, og omvendt kan alle gevinster behandles som negative omkostninger (jf OECD, 2006). I en NPV beregning er dette ikke udslagsgivende for rangordningen af projekterne mens disse definitioner kan være afgørende for beregningen af B/C-ratioen (jf. OECD 2006, p. 70/71). Det korrekte valg af projekter på et velfærdsøkonomisk grundlag er herefter at gennemføre projekter med positive NPV'er. Hvis finansieringsmulighederne er knappe rangordnes projekterne iht. deres NPV, og dem med højest NPV gennemføres først.

I relation til EU's Vandrammedirektiv (VRD) kan CBA'er anvendes til at opgøre NPV'en eller B/C-ratioer for projekter der medfører ændringer i vandkvalitet, ændringer i naturkvalitet og rekreative betingelser mv. i forskellige vandforekomster. Foruden resultaterne og bidraget til rangordningen bidrager cost-benefit beskrivelsen med en beskrivelse og opgørelse af værdien af de goder der resulterer som følge af fx en lavere næringsstofftilførsel eller lignende. Dette gælder såvel markedsomsatte goder som fx jagt og fiskeri, og som goder der ikke omsættes på markedet og som derfor ikke har en markeds-pris; fx rent drikkevand, rent badevand, rekreative muligheder, oplevelsesværdi og eksistensværdi af dyr og planter mv.

Ud over de generelle retningslinjer for udførelse af CBA, (jf. Møller et al 2000, Finansministeriet, 1999) samt OECD's seneste manual vedr. CBA (OECD 2006), er det udarbejdet en række guidelines i EU-regi vedr. VRD. Disse guidelines er ikke juridisk bindende, men rådgiver kommissionen og landene om hvilke elementer der bør indgå i økonomiske ana-

---

<sup>3</sup> I den følgende fremstilling anvendes både begrebet benefits og gevinster.

lyser af VRD; jf. afsnit 3. Dette gælder særligt definitionen og anvendelsen af omkostningsbegrebet i vandrammedirektivet, som er genstand for forskellige fortolkninger.

## 2.2 Konkret udførelse af CBA'er

### *Konsekvensbeskrivelsen af tiltag*

I VRD er målopfyldelse beskrevet som Gap-Closure, og det første trin i en CBA er at udføre en konsekvensbeskrivelse for hvilke ændringer i forureningstilførsler/miljøpåvirkning, der er nødvendige for at opnå målsætningerne i vandområderne, samt at udfærdige en beskrivelse af, hvilke tiltag der er mulige og relevante for at opnå målet. Beskrivelsen skal i videst mulig omfang være kvantitativ og omfatte beskrivelse af hvilke goder og tjenester som påvirkes af tiltagene, inklusiv markedsomsatte såvel som ikke-markedsomsatte goder. Det beskrives ligeledes, hvilke foranstaltninger, der er nødvendige ligesom der udfærdiges en opgørelse af ressource-anvendelsen, lokaliseringen og timingen af aktiviteterne. Beskrivelsen af forholdet mellem tiltag og miljøeffekter er naturligvis en opgave som må løses i tværfagligt samarbejde.

### *Opgørelse af omkostningerne*

Et tiltags omkostninger opgøres som de velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med tiltagets implementering. Det bemærkes at velfærdsøkonomiske omkostninger adskiller sig fra budgetøkonomiske omkostninger; hvor budgetøkonomiske omkostningsopgørelser typisk fokuserer på opgørelser af de finansielle omkostninger afholdt af forskellige interessenter, så er målet med velfærdsøkonomiske omkostningsopgørelser at opnå et samlet udtryk for de ændrede forbrugsmuligheder i samfundet som følge af tiltagets implementering. Fokus i velfærdsøkonomiske omkostningsopgørelser er altså på opgørelse af nettoomkostningerne set fra samfundet som en samlet enhed. Dette betyder eksempelvis at transfereringer mellem forskellige interessenter (e.g. skatter og subsidier) skal holdes ude af opgørelsen. Positive såvel som negative afledte effekter i forhold til andre miljøspørgsmål end det som tiltaget direkte er rettet imod skal derimod inkluderes i analysen; helst opgjort i monetære enheder, hvorved de direkte kan indregnes som en del af tiltagets nettoomkostninger – alternativt i form af en kvalitativ beskrivelse, der tilknyttes opgørelsen. Et eksempel på en situation med relevante afledte effekter er etableringen af vådområder med henblik på beskyttelse af overfladevand og tilvejebringelse af rekreative goder. En sekundær effekt heraf er ændret emission af klimagasser, og manglende indarbejdelse af den hertil relaterede værdi vil sandsynligvis resultere i ikke-optimale konklusioner i forhold til tiltagets policy relevans, især set i en mere overordnet kontekst hvor flere tiltag indgår (Birr-Pedersen & Schou, 2006). For at løsningerne skal være optimale er det vigtigt at gevinster såvel som omkostninger er opgjort med udgangspunkt i et konsistent teori- og datagrundlag. I forhold til sammenligning – og sammenholdelse – af resultater er det også vigtigt at alle resultater er opgjort på samme form, dvs. enten som årlige værdier eller som nettoutidsværdier (Møller et al., 2000:135-136).

Modellering og estimation af omkostninger er et vigtigt aspekt i omkostningsopgørelsen. For de tiltag der har en begrænset effekt og som implementeres i et begrænset omfang kan en antagelse om konstante marginale omkostninger være rimelig. For tiltag med betydelig effekt og/eller tiltag der implementeres i stor skala er det dog mere sandsynligt at omkostningerne vil være en marginalt stigende jo mere tiltaget implementeres. Som et eksempel kan nævnes en situation hvor de ekstra omkostninger forbundet med at reducere kvælstof tilførslerne til vandmiljøet med én ekstra enhed er stigende. Dette vil eksempelvis gøre sig gældende hvis landmænd er rationelle og vælger at tage de mindst produktive arealer ud af drift først; i takt med at flere arealer skal tages ud af drift, vil det imidlertid blive nødvendigt at vælge mere produktive områder, hvilket indebærer at de marginale omkostninger vil stige.

Estimationen af ikke-lineære omkostningsfunktioner stiller imidlertid høje krav til det tilgængelige datagrundlag – fx vedr. viden om dækningsbidraget eller jordrenten for specifikke afgrøder for individuelle bedrifter. For nogle tiltag kan ikke-lineære omkostningsfunktioner estimeres/tilnærmes, eksempelvis med udgangspunkt i antagelser om trinvis implementering af alternative teknologier eller via generaliseringer baseret på nationale estimater af sammenhængen mellem input og produktion. På grund af utilstrækkeligt datagrundlag vil omkostningsfunktionerne for tiltag på vanddistriktsniveau ofte blive modelleret ved anvendelse af en kombination af lineære og ikke-lineære funktioner.

#### *Opgørelse af gevinsterne*

Ideelt set bør alle ændringer i miljøtilstanden som følge af VRD tiltag kvantificeres og opgøres ved modellering af ændringerne i emissioner (dosis-response funktioner), samt ved værdisætning af de effekter i form af ændret udbud af naturgoder, som følger af ændringerne i emissioner. I relation til gevinsterne forbundet med opfyldelse af målene i VRD er det, jf. den brede vifte af relaterede naturgoder kombineret med den overordnede konteksts kompleksitet, ikke muligt at gennemføre så detaljeret en modellering. Estimationen af gevinster må derfor baseres på case studier.

Udgangspunktet for et casestudie vil altid være en beskrivelse af området, de planlagte tiltag samt de forventede effekter, både i forhold til markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder og tjenester. Effekterne bør måles i forhold til en veldefineret baseline, og de bør beskrives så grundigt som muligt – og så vidt muligt i kvantitative termer.

Når de miljømæssige effekter forbundet med opnåelse af "god status" er beskrevet er næste skridt at tilskrive effekterne en monetær værdi. Der er tre tilgange til dette;

- 1) der kan udføres primære værdisætningsstudier specifikt relateret til case området ved brug af enten markedsbaserede eller hypotetiske metoder (afhængig af effekternes karakter),
- 2) benefit transfer metoden – hvor værdiestimater fra andre områder overføres til case studie området – kan anvendes, eller



3) der kan anvendes skyggepriser<sup>4</sup>. De forskellige værdisætningsmetoder, benefit transfer og skyggeprismetoden er beskrevet i afsnit 4.

I relation til benefit transfer er der begrænsede muligheder for anvendelse af danske resultater (grundvandsstudiet og studiet i Store Åmose). Jf. afsnit 6). Grundvandsstudiet er imidlertid udarbejdet på et generelt, nationalt niveau og værdierne af specifikke forbedringer i vandkvaliteten på lokalt niveau er derfor ikke beregnet. I forbindelse med anvendelse af disproportionalitetsprincippet bør lokale specifikke værdier ideelt set indgå.

## 2.3 Følsomhedsanalyser

En CBA er forbundet med en række usikre antagelser og beregninger. I relation til prissætningen af gevinster såvel som omkostninger er det vigtigt for resultaternes pålidelighed at antagelserne bag/forudsætningerne for analysen gøres klare, og i så vid udstrækning som muligt bør både gennemsnits-, maksimum- og minimumsværdier for de anvendte priser/værdier eller andre beregningsforudsætninger (fx forventede antal besøg eller bruger af et område) angives. Ligeledes bør der gennemføres følsomhedsanalyser, der belyser resultaternes følsomhed overfor ændringer i centrale forklarende variabler, samt illustrerer hvor store ændringer der skal til i værdiestimaternes størrelser for at ændre analysens overordnede resultater og konklusioner.

Følsomhedsanalyser kan gennemføres på forskellige måder (Boardman et al. (2001)). I den mest simple form varieres kun et input ad gangen og effekten på det endelige resultat (netto nutidsværdien) beskrives i form af absolutte og/eller relative ændringer. Dette kaldes en partiel følsomhedsanalyse. Afhængigt af hvor mange forskellige input variabler der indgår i analysen kan det være nødvendigt at begrænse de partielle variationer til de mest vigtige eller usikre variabler. Som udgangspunkt for variationerne kan anvendes de før omtalte maksimum eller minimumsværdier for omkostninger og gevinster. Hvis inputtet består af enten originale værdisætningsestimater eller værdier overført fra andre områder (dvs. benefit transfer) kan man også anvende det estimerede 95%-konfidensinterval.

Resultater af følsomhedsanalyser for rangordningen af flere forskellige projekter kan fx fremstilles som i tabel 1 eller i form af figur 1 som beskriver sammenhæng mellem nettogevinsten i et projekt og variationen i en usikker variabel (fx antal forventede besøg til et rekreativt område). Selvom den partielle analyse er baseret på en antagelse af at alle andre inputvariabler holdes på et konstant niveau (normalt de gennemsnitsværdier som anvendes for base case scenariet) kan man også i en todimensional grafisk fremstilling illustrere effekten af en ændring i en anden input-variable, fx betalingsvilje per besøg. Eksemplet i figur 1 viser også break-even punkter for forventede antal besøg og for forskellige WTP-værdier.

---

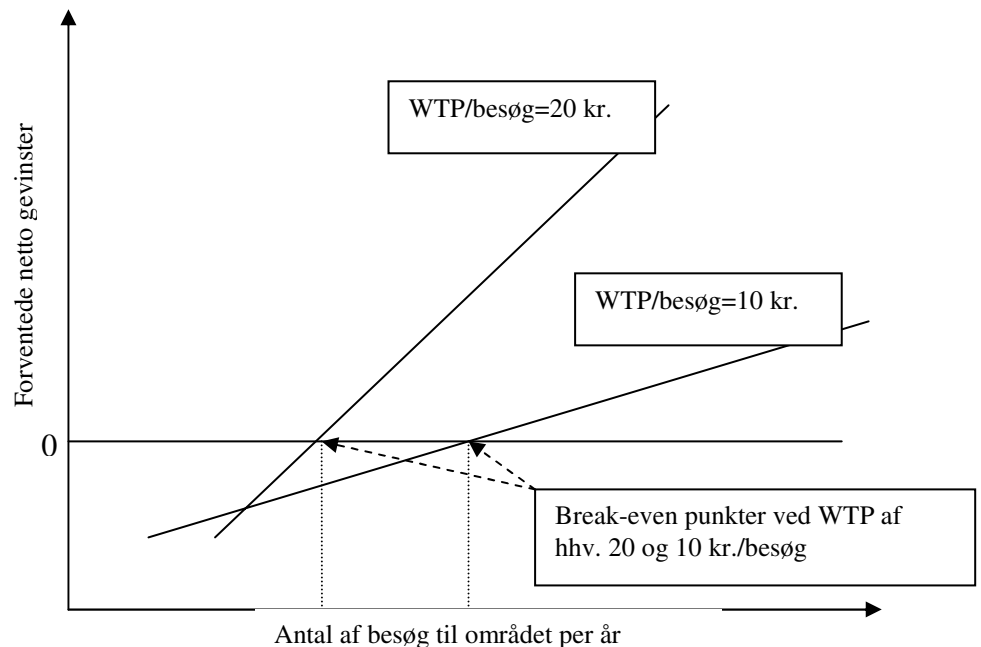
<sup>4</sup>Skyggepriser er dog kun anvendelige til prissætning af effekter på afledte miljøgoder.

Tabel 1: Følsomhedsanalyse og effekt på rangordningen af projekter

	Nettoomkostninger			Ændringer i nettoomkostninger i forhold til grundscenarie		
	Bortskaffelse på land	Injektion samme felt	Injektion andet felt	Bortskaffelse på land	Injektion samme felt	Injektion andet felt
<b>Grundscenarie Rangorden</b>	1666 II	1170 I	1793 III	-	-	-
<b>Følsomheder:</b>						
Rente						
Kalkulationsrente 6 % Rangorden	1654 II	1170 I	1793 III	-12	0	0
Kalkulationsrente 1 % Rangorden	1675 II	1170 I	1793 III	+9	0	0
Pris på boreolie						
4,50 kr./liter Rangorden	1566 II	1170 I	1793 III	-100	0	0
7,00 kr./liter Rangorden	1316 II	1170 I	1793 III	-350	0	0
1,75 kr./liter Rangorden	1841 III	1170 I	1793 II	+175	0	0
Pris på miljøeffekter						
Fordobling Rangorden	1842 II	1215 I	1845 III	+176	+45	+52
Halvering Rangorden	1577 II	1147 I	1767 III	-89	-23	-26
45 kr./tons CO <sub>2</sub> Rangorden	1636 II	1161 I	1784 III	-30	-9	-9
450 kr./tons CO <sub>2</sub> Rangorden	1692 II	1178 I	1801 III	+26	+8	+8
Transport						
Ingen transport på land Rangorden	1568 II	1170 I	1793 III	-98	0	0
Transport med tog Rangorden	1660 II	1170 I	1793 III	-6	0	0

Anm.: I grundscenariet er den samfundsøkonomiske kalkulationsrente 3 pct.; pris på ny boreolie 3,50 kr./liter; CO<sub>2</sub>-prisen 260 kr./tons; transporten hen over land fra Esbjerg til Fyn med lastbil er 180 km.

Kilde: Miljøstyrelsen (2002), s. 58, Tabel 14.



Figur 1: Resultater fra partielle følsomhedsanalyser

Kilde: Inspireret af Boardman et al. (2001), p. 170.

Et alternativ til den partielle følsomhedsanalyse er at vise resultatets følsomhed over for ændringerne i inputvariablerne ved at beregne "worst" eller "best-case" scenarier. Hhv. den mindst favorable eller mest favorable værdi for hver usikker input-variabel anvendes. Disse scenarier vil så illustrere de lave og øvre grænser for projektets nettoresultat. Hvor sandsynlige disse worst eller best-case scenarier er, afhænger af fordelingen af de enkelte værdier indenfor den angivne rækkevidde for hver variabel, samt af antal let af variabler som er usikre. Hvis der fx er mange input variabler og sandsynligheden for at den enkelte variabel antager den mindst favorable eller mest favorable værdi er lille, så vil den samlede sandsynlighed for indtrædelsen af disse ekstreme scenarier være meget lille.

Sandsynlighedsfordelingen af de værdier som en inputvariabel kan antage indenfor en given rækkevidde vil helt klart have en betydning for variansen af det beregnede nettoresultat. Disse effekter kan analyseres ved hjælp af en såkaldt "Monte-Carlo analyse". Navnet, der antyder kasinostemning, illustrerer meget godt metodens simulationsmetode, som går ud på at "trække" mulige værdier passende til den valgte fordeling for de usikre inputvariabler og dermed simulere en mulig fordeling af nettoresultatet af projektet<sup>5</sup>.

I nogle projekter er det udover en generel usikkerhed også vigtig at specificere forskellige gensidigt udelukkende scenarier hvor man kan angive sandsynligheden for at de enkelte scenarier indtræffer i fremtiden<sup>6</sup>. Det kan også være vigtigt at vurdere scenariernes potentielle eksterne påvirkninger; i relation til implementering af VRD vil fx forskellige klimaændringsscenarier have en betydning for implementering og udførelse af projekterne. Det gælder fx mængden af regn, gennemsnits-temperatur osv.

---

<sup>5</sup> Der findes kommercielle computer programmer på markedet som kan linkes direkte til traditionelle regnearksprogrammer som fx MS Excel. Men nutidige regnearksprogrammer har ofte også indbyggede funktioner som gør det muligt at modellere indholdet af en celle i form af en sandsynlighedsdistribution. Kommercielle computerprogrammer for Monte-Carlo analyser vil som regel have indbyggede funktioner som viser fx betydningen af enkelte variabler for variansen af end resultatet. Ellers kan det være en fordel at gennemføre skridt 1 – 3 i flere omgang hvor der fastholdes værdien af enkelte variabler ved forskellige niveauer.

<sup>6</sup> Ved at angive sandsynligheder kan man beregne en forventede værdi af nettogevinsten for projektet i form af

$$E[NG] = p_1 (G_1 - K_1) + \dots + p_n (G_n - K_n)$$

hvor  $E[NG]$  er den forventede nettogevinst,  $p$  er sandsynligheden for at et specifikt scenario indtræffer,  $G$  er gevinsten og  $K$  er omkostningen forbundet med gennemførelsen af projektet i hvert enkelt scenario. Dvs.  $E[NG]$  er simpelthen summen over de vægtede nettogevinster for hvert scenario, hvor vægten udgør sandsynligheden for at det specifikke scenario indtræffer. Sandsynlighederne kan selvfølgelig - ligesom alle andre input parametre - varieres i en følsomhedsanalyse.

Uanset hvilken tilgang der vælges til følsomhedsanalyse så bør følsomhedsanalyser udføres i alle projekter hvor der er usikkerhed forbundet med at angive værdien af en eller flere input parametre.

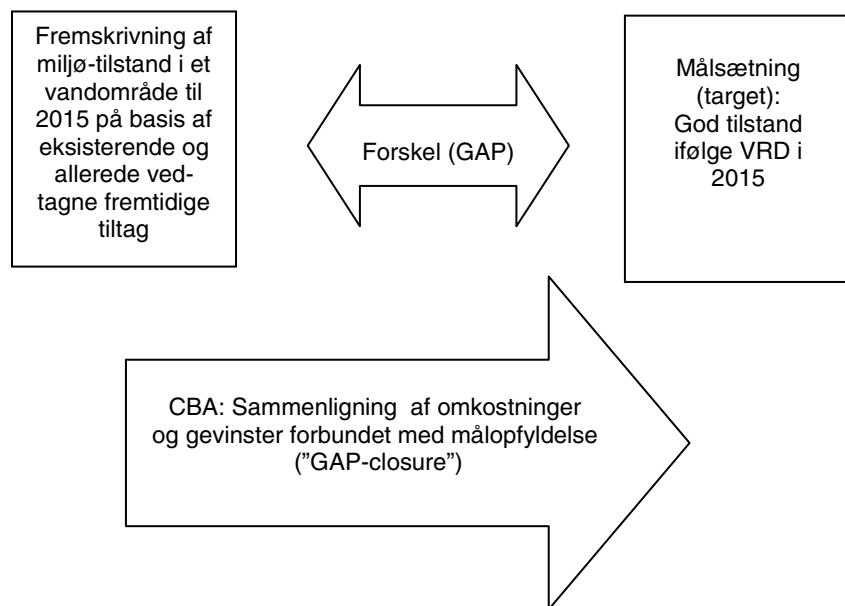
### 3 CBA og vandrammedirektivet

Dette afsnit omhandler de krav og behov der er til/for at udføre CBA'er i forbindelse med vandrammedirektivet.

#### 3.1 CBA og målopfyldelse

Iht. VRD skal miljømålsætningen for hvert vandområde formuleres i forhold til en udgangssituation. Udgangssituationen er normalt en fremskrivning af basissituationen frem til 2015 hvor VRD skal være opfyldt. En fremskrivning skal tage hensyn til såvel eksisterende som allerede planlagte tiltag og aktiviteter, som har indflydelse for vandkvaliteten.

Målsætningen skal svare til "god tilstand" som beskrevet i VRD, og CBA'en kan så anvendes til at beregne omkostninger og gevinster forbundet med den påkrævede ændring af vandkvaliteten – det såkaldte "gap closure", hvilket vi oversætter med målopfyldelse.



Figur 2: "GAP closure" mellem basisfremskrivning og VRD målsætning

Som det fremgår af figur 1 kan CBA'er bidrage til at belyse gevinster og omkostninger - og NPV /B/C-ratioen – ved målopfyldelse (gap-closure) i vandområderne.

Det er imidlertid ikke direkte beskrevet at CBA'er er påkrævet til analyse af målopfyldelsen.

## 3.2 Undtagelsesbestemmelserne og CBA

I *Direktivets artikel 4* nævnt en række undtagelsesbestemmelser fra det generelle krav om målopfyldelse for vandområderne (disproportionalitetsbestemmelserne). Disse er formuleret for hhv. mindre strenge og mere strenge miljømål. Undtagelsesbestemmelserne er gengivet i den danske miljømålslov, hvor anvendelsen af CBA primært er relateret til undtagelsesbestemmelserne i VRD. Mere specifikt er de implementeret i miljømålslovens § 16, 17 og 18 vedr. fastsættelse af hhv. mindre og mere strenge miljømål (Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven), LOV nr. 1150 af 17/12/2003).

Bestemmelserne er gengivet i tabel 2.

Tabel 2. Definitioner af afvigelser fra miljømål i den danske fortolkning af VRD (Miljømålsloven)

<p><i>"Mindre strenge miljømål</i></p> <p>§ 16. Der kan for bestemte vandforekomster fastsættes mindre strenge mål end god overfladevandtilstand og god grundvandtilstand, hvis vandforekomsten er påvirket af menneskelig aktivitet som fastslået i overensstemmelse med basisanalysen, jf. § 6, eller vandforekomstens naturlige betingelser er sådanne, at opfyldelse af kravet om god tilstand er umulig eller forbundet med uforholdsmæssig store omkostninger.</p> <p><i>Stk. 2.</i> Fastsættelse af mindre strenge mål kan kun ske, hvis de miljømæssige og socioøkonomiske behov, der dækkes af sådanne menneskelige aktiviteter, ikke kan opfyldes med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning og ikke medfører uforholdsmæssigt store omkostninger.</p> <p><i>Stk. 3.</i> Ved fastsættelsen af mindre strenge mål skal det i betragtning af de indvirkninger, der ikke med rimelighed kunne være undgået på grund af de menneskelige aktiviteter eller forureningens karakter, for overfladevandområder sikres, at der opnås den bedst mulige økologiske og kemiske tilstand, og for grundvandsforekomster sikres, at god grundvandtilstand fraviges mindst muligt. Det skal endvidere sikres, at der ikke sker yderligere forværring af tilstanden for den berørte vandforekomst.</p> <p><i>Stk. 4.</i> Fastsættelse af mindre strenge mål må ikke vedvarende udelukke eller hindre opfyldelse af miljømålene i andre forekomster af vand inden for vanddistriktet.</p> <p>§ 17. Nye ændringer af et overfladevandområdes fysiske udformning eller forandringer i grundvandsforekomstens niveau kan begrunde, at der fastsættes mindre strenge mål end god grundvandtilstand, god økologisk tilstand eller, hvor det er relevant, godt økologisk potentiale, eller kan begrunde manglende forebyggelse af forringelse af en vandforekomsts tilstand, hvis</p> <ol style="list-style-type: none"><li>1) den skadelige indvirkning på vandforekomstens tilstand mindskes mest muligt,</li><li>2) ændringerne eller forandringerne er begrundet i væsentlige samfundsinteresser eller nyttevirkningerne for miljøet og samfundet ved opnåelse af miljømålene er mindre end de nyttevirkinger, der følger af de nye ændringer eller forandringer, for befolkningens sundhed, opretholdelsen af menneskers sikkerhed og en bæredygtig udvikling, og</li><li>3) de hensyn, der varetages ved de nye ændringer eller forandringer af vandforekomsten, på grund af tekniske vanskeligheder eller uforholdsmæssig store omkostninger ikke kan opnås med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning.</li></ol> <p><i>Stk. 2.</i> Nye bæredygtige menneskelige udviklingsaktiviteter kan tillige begrunde manglende forebyggelse af et overfladevandområdes forringelse til god tilstand, hvis betingelserne i stk. 1, nr. 1-3, er opfyldt.</p> <p><i>Stk. 3.</i> Nye ændringer eller udviklingsaktiviteter som nævnt i stk. 1 og 2 må ikke vedvarende udelukke eller hindre opfyldelse af miljømålene i andre vandforekomster inden for vanddistriktet.</p> <p><i>Strengere miljømål</i></p> <p>§ 18. Der kan for bestemte vandforekomster fastsættes strengere mål end god overfladevandtilstand.</p> <p><i>Stk. 2.</i> Fastsættelse af strengere miljømål skal ske på grundlag af en samlet afvejning af de samfundsmæssige interesser".</p>
--

Kilde: Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven), Lov nr. 1150 af 17/12/2003.

Hermed tillades fastsættelse af mindre strenge eller mere strenge miljøkrav til vandområder afhængig af størrelsen af de samlede omkostninger

i forhold til gevinsterne (fx belyst via B/C-ratioen). Dvs. at der lægges op til en samlet afvejning af de samfundsmæssige interesser.

I direktivteksten skal særligt ordvalget *"uforholdsmæssigt"* (§16 stk. 1 og 2, §17 stk. 1(3)) og *"afvejning"* (§18, stk. 2) bemærkes, idet begge lægger op til en vurdering af omkostninger i forhold til gevinster, dvs. en CBA. CBA kan således bruges i de tilfælde, hvor der er en begrundet formodning om at §16, 17 eller 18 kommer i anvendelse, idet en CBA er et konsistent værktøj til at evaluere disse forhold både på tværs af lande og vandområder/vanddistrikter.

### 3.3 Fuld omkostningsdækning – omkostningsbegrebet i VRD

I Vandrammedirektivets artikel 9 er der i overensstemmelse med forurener betaler princippet henvist til princippet om fuld omkostningsdækning (cost recovery). Iht. artikel 11 skal der foretages evalueringer af den mest omkostningseffektive kombination af tiltag:

Den danske implementering af omkostningsdækningen er beskrevet i Miljømålsloven, samt forklaret i Miljøstyrelsens notat *"Økonomisk analyse i forbindelse med basisanalyse"* (januar 2005) ([www.mst.dk](http://www.mst.dk)). Heraf fremgår at der i forbindelse med basisanalysen skal foretages en økonomisk analyse<sup>7</sup> af vandanvendelsen<sup>8</sup>. Denne analyse skal ske i overensstemmelse med Vandrammedirektivets bilag III, som mere udførligt beskriver kravene i de økonomiske analyser som kræves iht. artiklerne 9 og 11 i direktivet.

I bilag III er det således beskrevet at den økonomiske analyse skal indeholde *"tilstrækkelige oplysninger i tilstrækkelig detaljeringsgrad (under hensyntagen til omkostningerne ved at indsamle de relevante data) til, at der kan foretages:*

- a) de relevante beregninger, som er nødvendige for i overensstemmelse med direktivets artikel 9 at tage hensyn til princippet om omkostningsdækning ved forsyningspligtydelser, under hensyntagen til langsigtede prognoser for udbud og efterspørgsel efter vand i vandområdedistriktet og, om fornødent overslag over mængder, priser og omkostninger ved forsyningspligtydelser og overslag over relevante investeringer, herunder prognoser for sådanne investeringer
- b) skøn over, hvilken kombination af foranstaltninger vedrørende vandanvendelser der er den mest omkostningseffektive og kan medtages i indsatsprogrammet i henhold til direktivets artikel 11, med udgangspunkt i skøn over de potentielle omkostninger ved sådanne foranstaltninger." Miljøstyrelsen 2005, side 1.

---

<sup>7</sup> Vandrammedirektivets artikel 5 stk. 1.

<sup>8</sup> Vandrammedirektivets artikel 2, nr. 39

Hensyn til princippet om omkostningsdækning ved forsyningspligtydelser er specificeret i notatet:

”Ved forsyningspligtydelse forstås<sup>9</sup>: alle ydelser, som for husholdninger, offentlige institutioner eller økonomiske aktiviteter af enhver art stiller følgende til rådighed:

- Indvinding, opmagasinering, oplagring og behandling af samt forsyning med overfladevand eller grundvand.
- Anlæg til opsamling og rensning af spildevand med efterfølgende udledning til overfladevand. ” Miljøstyrelsen 2005, side 2.

I notatet specificeres yderligere at der i Danmark er ensartede regler for vandforsyning og spildevandsbortskaffelse i hele landet, hvorfor der vil være samme regelsæt gældende for alle vanddistrikter.

Der er som nævnt tidligere udarbejdet guidelines og vejledninger i EU i regi af de såkaldte WATECO, ECO1 og ECO2. WATECO, ECO1 og ECO2 grupperne er nedsat under ”The common Implementation Strategy for the Water Framework Directive” (WATECO (2003), Brouwer et al. (2004) og Brouwer and Strosser (2004)). Disse vejledninger er ikke juridisk bindende for medlemslandene, men vejledningerne giver anvisninger til hvordan omkostningsbegrebet *kan* fortolkes – herunder hvad fuld omkostningsdækning (cost recovery) kan indebære. Herudover giver vejledningerne kun få henvisninger til anvendelse af CBA, men fokuserer på analysen af status-quo tilstanden (basisanalysen), samt opgørelser af omkostningsdækningsgraden og miljø- og ressourceomkostningerne.

I WATECO-vejledningen samt ECO1 og ECO 2 fortolkes omkostningerne til fuld omkostningsdækning (cost recovery) som omkostningerne for erhvervene (landbruget mv.) og det offentlige, samt omkostningerne for miljøet og naturressourcerne. Definitioner af disse omkostninger er et af de centrale emner i disse vejledninger. På baggrund af vejledningerne kan miljø- og naturressourceomkostningerne defineres som:

- *Miljøbeskyttelsesomkostninger* er relateret til den faktiske implementering af vandbeskyttende tiltag, opgjort i budgetøkonomiske eller velfærdsøkonomiske priser; fx landbrugstiltag. Dette omfatter også afværgeomkostninger.
- *Miljøomkostninger* er miljøskadeomkostningerne, der er relateret til den nuværende anvendelse af vandressourcen; fx til vandindvinding, udledning af spildevand mv. – dvs. skaderne på det terrestriske og akvatiske miljø på grund af vandanvendelsen. Ved denne definition af miljøomkostninger fokuseres på værdien af de miljøskader, der følger af de eksisterende aktiviteter. I en CBA

---

<sup>9</sup> Vandrammedirektivets artikel 2, nr. 38.



betegnes sådanne reducerede eller undgåede miljøomkostninger normalt som miljøgevinster.

- *Ressourceomkostninger* opstår hvis alternative anvendelser af vand er økonomisk mere fordelagtig end den nuværende eller forventede anvendelse af vandressourcen. Den økonomiske fordelagtighed beregnes iht. fordelagtighed for samfundet, og bør derfor omfatte tab af både markeds- og ikke markedsomsatte værdier forbundet med en inefficent vandanvendelse.

Ressourceomkostningerne og miljøskadesomkostningerne kan i et vist omfang være overlappende, men i princippet relaterer de sig til forskellige omkostninger ved vandanvendelsen.

Med udgangspunkt i ovenstående definitionerne fremgår det, at omkostningsbegrebet i de omtalte vejledninger ikke udelukkende henviser til en traditionel omkostningsopgørelse i form af budgetøkonomiske udgifter og tabte indtægter, men også af omkostningerne i form af skader på miljøet. For at opgøre disse omkostninger og gevinster er der behov for værdisætning af de ikke-markedsomsatte effekter.

### **3.4 Øvrige økonomiske vurderinger i direktivet**

Ud over de nævnte artikler i direktivet så er der i selve formålet med Direktivet i punkt 12 beskrevet, at der i henhold til artikel 174 i EU aftalen bl.a. skaltages hensyn til en balanceret udvikling i Unionen, samt til de potentielle gevinster og omkostninger ved såvel handlinger som fravær af handlinger. I punkt 17 er det beskrevet at beskyttelse af vandkvaliteten i vandområderne medfører økonomiske gevinster i form af beskyttelse af fiskeressourcerne. Det fremgår ikke af dette punkt om der her kun sigtes til den del af værdien, der kan opgøres ved markedsprisbaserede opgørelser, eller om de økonomiske gevinster omfatter hele fiskeressourcen, inklusive værdien for fremtidige generationer, eksistensværdien mv.

### **3.5 Sammenfatning**

I relation til implementering af VRD kan CBA bruges til at beregne hvornår omkostningerne er uforholdsmæssigt store, til at afveje om strengere eller svagere miljømål kan begrundes ud fra samfundets samlede nytte og velfærd, samt til at beregne fuld omkostningsdækning ved vandtjenester. Hermed er omkostningsbegrebet i VRD væsentligt både i fht. fortolkningen af fuld omkostningsdækning (cost-recovery) og i forhold til vurderingerne af om omkostningerne er uforholdsmæssigt store, hvilket vi vender tilbage til i det følgende afsnit.

## **4 Gevinsterne ved vandtiltag og hvordan de opgøres**

### **4.1 Beskrivelse af potentielle vandtjenester og -goder**

Dette afsnit beskriver hvilke goder/gevinster der er relevante i forbindelse med en CBA af vandanvendelse og vandtiltag. Beskyttelse af vandkvalitet og – kvantitet medfører en bred vifte af goder og tjenester, hvoraf nogle er brugsværdier for nuværende og fremtidige generationer mens andre er options- og eksistensværdier. Eksistensværdien omfatter værdien af, at et gode eller en ressource findes, og forudsætter således hverken at respondenterne gør brug af godet nu eller påtænker at gøre det i fremtiden. Optionsværdi er defineret af Weisbrod (1964) som den nytte individer forbinder med bevidstheden om at have mulighed for at benytte eksisterende miljøgoder i fremtiden. En underkategori af optionsværdi er testamentarisk værdi, der især forbindes med den nytte der er forbundet med at bevare goder til fremtidige generationer, og derigennem sikre dem muligheden for at kunne opleve miljøgoderne. Begrebet er således i høj grad relevant i forhold til intergenerations-problemstillinger.

De vandforekomster, der er omfattet af VRD inkluderer vandløb og åer, vådområder, søer, kystområder, fjorde og grundvand. I tabel 3 er de forskellige typer af goder, der knytter sig til vandforekomsterne beskrevet. Desuden er det angivet om der er tale om markedsomsatte eller ikke-markedsomsatte goder, samt hvilke typer af værdier de omfatter.

Tabel 3. Goder og tjenester der knytter sig til vand i Danmark

Vand forekomst	Gode og tjeneste	Type af værdier	Værdisætnings-metoder
Grundvand	Drikke- og brugsvand, herunder vand som produktionsfaktor i industri, landbrug og akvakultur Kvaliteten af vådområder, søer og vandløb- fx flora og fauna/Biodiversitet (se nedenfor), da grundvandet påvirker vandstanden og vandkvaliteten i disse recipienter	Brugsværdi, Optionsværdi, Eksistensværdi, Testamentarisk værdi	Prissætning: Afværge- og alternativ-omkostninger (inkl. skygge-priser), offeromkostninger Værdisætning: Huspris, betingede metoder (CVM, CE, CR)
Vådområder, søer, åer, vandløb, fjorde og kystnære farvande	Markedsomsatte goder som:Fritids og erhvervsfiskeri, Vandfugle – ænder (jagt), Muslinger, krebsdyr. Turisme	Brugsværdi, optionsværdi,	Prissætning: Afværge- og alternativ-omkostninger (inkl. skygge-priser), offeromkostninger Værdisætning: Huspris- og rejseomkostning. Betingede metoder (CVM, CE, CR)
	Ikke markedsomsatte goder i relation til rekreation og oplevelse: Bad og svømning, sejl og båd fart, udsigt, sigtedybde.	Brugsværdi, optionsværdi,	Værdisætning: Huspris- og rejseomkostning. Betingede metoder (CVM, CE)
	Ikke markedsomsatte goder i relation til biodiversitet; habitater, flora, fauna i og i nærheden af vand påvirkes af vandkvalitet og vandstand i, fx vandfugle, vilde dyr, udbredelse af vandplanter (ålegræs, bredvegetation mv.)	Brugsværdi, optionsværdi, eksistensværdi	Værdisætning: betingede metoder (CVM, CE)
	Landskab: Fysisk placering af vand i landskabet. Vandkvalitet og æstetisk betydning, fx sigtedybde, lugt, udsigt. V vand beskytter kultur-og fortidsminder ved vådgøring	Brugsværdi, optionsværdi, eksistensværdi	Værdisætning: Huspris og rejseomkostning. Betingede metoder (CVM, CE)
Alle vandforekomster	Genetiske ressourcer til medicinalindustri, sikring af gener for fremtiden	Brugsværdi, optionsværdi, eksistensværdi	Prissætning: Markedspriser, afværge- og alternativomkostninger (inkl. skyggepriser), marginale skadesomkostninger Værdisætning: Betingede metoder (CVM, CE)

Tabel 3 beskriver for det første tjenester og goder der er direkte forbundet med kvaliteten og kvantiteten af vandforekomsterne, og for det andet vandforekomsternes indirekte betydning for frembringelsen af markeds- og ikke-markedsomsatte goder i tilknytning til fx landskab og biodiversitet. Vandforekomsternes tjenester og goder er forbundet med hinanden; grundvandsstanden og grundvandskvaliteten har fx betydning for drikkevandet, men sekundært har det også betydning for næringsstoff tilbageholdelse fra vådområder og biodiversiteten i søer og fjorde. Værdisætning af en effekt af vandforvaltning har med andre ord ofte betydning for værdisætningen af andre effekter.

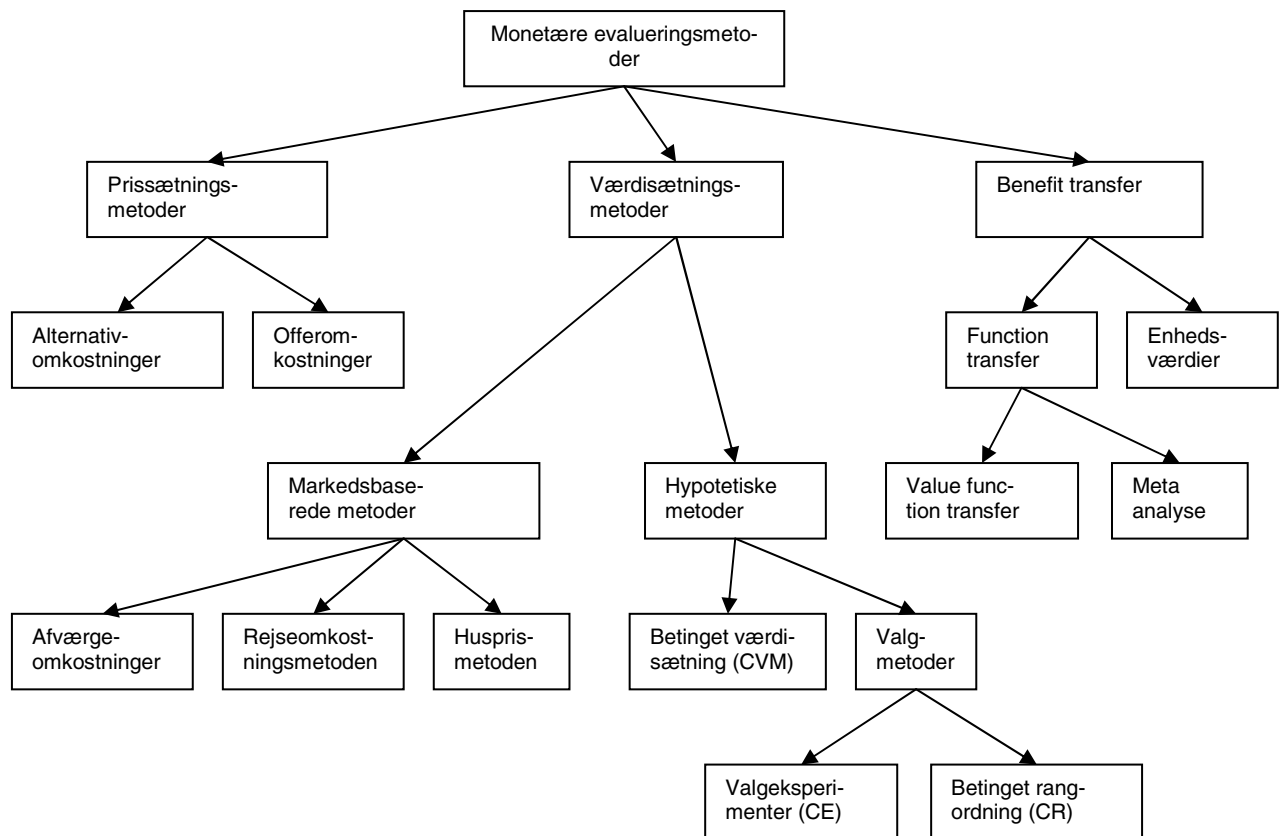
Værdisætning af effekter af tiltag for at opnå god status i vandforekomster (inkl. overfladevand og grundvand) er forbundet med en række problemstillinger (jf. Hasler et al 2004). Hertil kommer at vidensgrundlaget om interaktionerne mellem vandforekomsterne er usikkert, fx vedr. betydningen af både hydrologiske og geologiske forhold, samt om de konkrete forureningstrusler forbundet med naturgivne stoffer (næringsstoffer) og miljøfremmede stoffer. Endvidere er tidsaspektet vigtigt for at fastlægge tiltagens effekter og for at fastsætte den periode over hvilken omkostninger og gevinster skal opgøres. Et eksempel er, at beslutninger om ændringer af arealanvendelsen, fx dyrkningsaftaler eller omlægning 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, hvor tidsdimensionen kan inkorporeres ved hjælp af diskontering.

#### **4.2 Metoder til opgørelse af ikke-markedsomsatte gevinster og omkostninger**

Markedspriser afslører befolkningens præferencer for markedsomsatte goder. Ikke markedsomsatte goder har ikke en pris, men der findes en lang række metoder, som har til formål at afsløre befolkningens præferencer for goder der ikke er markedsomsatte.

Afhængig af, hvilken metode, der anvendes, samt af måden spørgsmål stilles på, kan der være forskel på de velfærdsmål, der opgøres vha. værdisætningsmetoder. For en grundig beskrivelse af velfærdsmål henvises til Møller et al 2000 og OECD 2006.

De værdi- og prissætningsmetoder der kan anvendes i forbindelse med VRD fremgår af figur 3, og de enkelte metoder gennemgås derefter kort.



Figur 3. Pris- og værdisætningsmetoder (monetære evalueringsmetoder, egen tilvirkning.)

#### 4.2.1 Værdisætningsmetoder

Værdisætning udføres med metoder der er baseret på at udlede befolkningens præferencer, enten via markedsdata eller hypotetiske data for goder der ikke er markedsomsatte. Disse data omfatter afværgeomkostninger, hedonisk prissætning og rejseomkostningsmetoden. Den hedoniske metode og rejseomkostningsmetoden kaldes "revealed" eller afslørede præferencemetoder da de bygger på faktiske markedsvalg, Metoder baseret på erklærede valg kaldes "stated preferences", og bygger på hypotetiske markeder for goder der ikke er omsatte på de virkelige markeder. Disse metoder omfatter metoderne Contingent valuation (erklæret, betinget værdisætning) og Choice experiments (valghandlingeksperimenter).

##### *Afværgeomkostninger*

Rationalet bag brugen af afværgeomkostningstilgangen er, at et godes værdi/pris kan udledes som en funktion af de udgifter som folk afholder for at undgå at miste et gode de allerede har, eller sagt mere bredt, de omkostninger som folk påtager sig for at undgå en forringelse i miljøkvaliteten. Eksempler på anvendelsen af afværgeomkostningsmetoden er installationer af vandrensingsanlæg i private husholdninger.

### *Hedonisk værdisætning*

Den grundlæggende ide bag den hedoniske metode er, at forbrugerne gennem deres valg af konsumgoder i et veletableret og uforstyrret marked maksimerer deres nytte. Et af de klassiske eksempler for sådan et valg er det hus eller den lejlighed man køber på ejendomsmarkedet, derfor anvendes også tit betegnelsen "husprismetoden". Prisen for huset vil være afhængig af en række egenskaber. Det kan være strukturelle forhold relateret til selve huset, fx størrelsen af grunden, antal af værelser, opvarmningsteknologi eller omgivelser samt specifikke socio-økonomiske forhold, miljø- og kvarterkarakteristika. Også selve beliggenheden, afstand til indkøbsmuligheder og offentlige transportmidler vil have indflydelse på prisen. Individuer udtrykker deres præferencer for godets karakteristika ved at vælge et specifikt sæt af dem og ved at betale den tilsvarende markedspris.

Selvom metoden har den fordel, at den er baseret på faktisk markedsadfærd og ikke skal stole på svar givet i en hypotetisk situation, så er den ikke helt uproblematisk at anvende i alle situationer. For ejendomsmarkedet er det fx vigtigt at markedet er gennemsigtigt, så at alle af ejendommens karakteristika er observerbare for den potentielle køber og specielt det miljøgode der prissættes. Ligeledes skal transaktionsomkostninger ved at flytte være begrænset. Man skal også være opmærksom på, at metoden kun måler brugsværdien af et miljøgode og her også kun den del relateret til ejendomme i nærheden. Eksempler for anvendelsen af husprismetoden i VRD-rammerne af værdisætning er fx udsigt til søer (Hasler et al. (2002) og værdisætning af vandkvalitet (Michael et al. (2000) og Leggett and Bockstael (2000)).

### *Rejseomkostningsmetoden*

Rejseomkostningsmetoden (travel cost method) har været særligt anvendt til at måle rekreative værdier af skov- eller sø- og havområder. Ideen bag metoden er, at selvom adgang til et rekreativt område er i de fleste tilfælde gratis, afholder besøgende til disse områder omkostninger i form af rejseudgifter og tidsforbrug som kunne forklares som betalingsvilje for det pågældende miljøgode. Metoden bygger – ligesom hedonisk prissætning – på antagelsen af komplementaritet mellem forbrug af et miljøgode og forbrug af andre markedsomsatte goder, i det her tilfælde en negativ sammenhæng mellem besøgshyppigheden til et rekreativt område og transportomkostninger. Transportomkostninger omfatter direkte omkostninger til fx benzin eller offentlige transportmidler, tidsforbrug, men også afskrivninger på bil og evt. entré til området.

Ud fra antallet af besøg til et område og omkostninger forbundet med hvert besøg, husholdnings indkomst og eventuel andre oplysninger om socio-økonomiske forhold forsøges at estimere en efterspørgselskurve for det respektive miljøgode. De fleste nyere anvendelser af rejseomkostningsmetoden er baseret på individuelle data. En mere enkelt form består i det såkaldte zonebaserede model, hvor afstanden til det rekreative område inddeles i zoner og antagelser om omkostninger, præferencer og substitutter er ens for hver zone.

Rejseomkostningsmetoden kan kun anvendes at estimere brugsværdier af rekreative område, idet ikke-brugsværdier afspejles ikke i transport-

omkostningerne. Den er ligeledes vanskeligt at anvende til at estimere en velfærdsændring forbundet med en ændring i udbudet af rekreative område ex ante (kvalitativ eller kvantitativ), da den er baseret på de faktiske (ændringer i) besøgstal som først kan bestemmes ex post. Anvendelsen af rejseomkostningsmetoden i ex ante vurderinger kræver derfor antagelser om den forventede efterspørgselsændring.

Den klassiske rejseomkostningsmodel estimerer adgangsværdien forbundet med et enkelt rekreativ område og det er generelt vanskeligt at inddrage oplysninger om potentielle substitutter. Det er til gengæld noget som den såkaldte "Random Utility Model (RUM)" kan gøre. Her modelleres individernes valg af et rekreativt område ud fra områdes karakteristika, samt oplysningerne om socio-økonomiske forhold og transportomkostninger. Ved anvendelsen af RUM er det muligt at estimere individernes betalingsvilje for forskellige område karakteristika samt for adgangen til et område. Se fx Parsons (2003) for en uddybende beskrivelse af fremgangsmåden med rejseomkostningsmetoden.

#### *Hypotetiske metoder - Contingent valuation og choice experiments*

Erklærede præferencemetoder, også kaldet hypotetiske værdisætningsmetoder, omfatter den betingede værdisætningsmetode (Contingent Valuation, CV) og valghandlingsmetoder (Choice Experiments, CE og Contingent Ranking, CR). Undersøgelserne udføres normalt som interviews (personlige eller telefoninterviews) eller som postomdelte spørgeskemaer. Værdisætningen bygger på at respondenterne bliver præsenteret for et hypotetisk scenario, hvorefter deres erklærede betalingsvilje bliver udledt med forskellige tilgange - enten ved direkte spørgsmål (CV) eller ud fra valg mellem forskellige alternativer, der har forskellige priser.

#### *CV- Contingent valuation*

I et CV studie præsenteres respondenterne for ændringer i udbuddet eller kvaliteten af et miljøgode, og de spørges direkte om, hvad de vil betale for at opnå en given ændring af godet, eller om de vil acceptere at betale en fastsat pris. CV har den begrænsning at det kan være vanskeligt at præsentere komplekse problemstillinger med denne metode. Derfor anbefales det, så vidt muligt, at anvende CV på "enkle" problemstillinger, som har en stor lighed med egentlige forbrugsvalg (Jf. Bateman et al 2001).

Normalt inkluderes kun et værdisætningsspørgsmål pr. respondent. Der findes forskellige måder, hvorpå respondenterne kan angive sin betalingsvilje; i ældre undersøgelser anvendes særligt det såkaldte "åbne format", hvor respondenterne bliver bedt om at angive betalingsviljen, som et beløb efter eget valg ("jeg er villig til at betale 200 kr. årligt for ....."). Formatet har dog vist sig at være sårbart overfor en række forhold, især hvis respondenterne ikke er vant til at betale for det pågældende gode, og derfor ikke kender prisen. For at afhjælpe dette problem, kan man præsentere respondenterne for en liste af mulige betalingsbeløb. Formatet har dog i nogle tilfælde vist sig også at medføre skævvredne resultater, idet respondenterne tenderer til at vælge blandt de midterste bud uafhængigt af beløbenes størrelse. Endeligt findes der også "ja/nej-format" (dichotomous choice), hvor respondenterne præsenteres for et beløb, som man enten kan acceptere eller afslå.

Svage punkter ved CVM er, at resultatet kan være meget følsomt i forhold til, hvorledes det hypotetiske marked beskrives, og at respondenterne kan påvirke undersøgelsen ved at svare strategisk. Det er derfor vigtigt at nedtone det hypotetiske element i undersøgelsen. Til gengæld er det sammenlignet med andre metoder relativt mindre kompliceret at estimere betalingsviljer ved brug af denne metode.

CV metoden er en hyppigt anvendt metode i udlandet, og metoden er også blevet anvendt i flere danske studier (se fx Dubgaard 1996, Bjørner et al 2000, Hasler et al 2005; Schou & Lundhede 2006). CVM-metoden er grundigt beskrevet i Mitchell og Carson (1989).

#### *CE- valghandlingseksperimenter*

CE-metoden er udviklet i de senere år, men har vundet stor udbredelse, både internationalt og i Danmark. Metoden er således hyppigt anvendt i de seneste danske undersøgelser (se fx Boiesen et al 2005 a og b, Olsen & Lundhede 2005; Lundhede et al 2005; Hasler et al 2005; Christensen et al 2006). I CE studier bedes respondenterne om at foretage valg - dvs. CE metoden bygger på diskrete valg, hvor ændringen i godet er beskrevet ved forskellige niveauer for godets karakteristika eller attributter. Data vedrørende respondenternes valg anvendes til at udlede respondenternes afvejninger mellem alternativerne der er præsenteret for dem ved at hvert alternativ respondenterne kan vælge mellem omfatter niveauer for miljøgodeattributter samt en prisattribut. Det indsamlede datamateriale danner grundlaget for de økonometriske analyser af respondenternes betalingsvilje. Konkret foregår værdisætningen ved at svarene genererer datasæt, der bruges til at estimere implicitte værdier for hvert karakteristika ved at de marginale substitutionsforhold beregnes.

CE-metoden er særlig velegnet til værdisætningsundersøgelser hvor det er af interesse at vurdere værdien af forskellige egenskaber ved godet. Endvidere kan metoden være mere egnet end CV til komplicerede problemstillinger da de valg, respondenterne stilles overfor på mange måder ligner dagligdagens valg mellem forbrugsgoder. Metoden er mere velegnet til sammensatte problemstillinger end CV, fx hvor en beskyttelsesindsats giver anledning til flersidige effekter, da resultaterne giver et mere nuanceret billede af værdien for varierende mængder og kvalitetsændringer af et gode. Metodens fokus på godets attributter, fx både rekreationseffekter og vandmiljøkvalitet, frem for godet som helhed betyder således at der både opnås viden om de marginale værdier af hver af disse effekter samt om den samlede værdi af hele godet. Denne type spørge-metode kan således også anvendes til både at afdække rangordningen af hvilke effekter der er vigtigst for respondenterne, og den samlede værdi af godet.

#### *Benefit transfer*

I stedet for at gennemføre en værdisætningsundersøgelse ved anvendelsen af en af de før omtalte metoder kan der anvendes resultater fra tidligere undersøgelser som approksimation af gevinsterne ved nye projekter eller case områder. Denne form for gevinstoverførsel, dvs. overførsel af monetære værdier for miljøgoder fra et studiested til et policy sted, sparer omkostninger og tid i forhold til gennemførelsen af en original studie. Flere studier har dog vist, hvor usikker sådan en benefit transfer kan



være (se fx Bateman et al. (2000); Brouwer (2000)) for en sammenfatning af tidligere test resultater). Der findes forskellige måder at overføre værdier på som generelt inddeles i (a) overførsel af enhedsværdier ("unit values") og (b) overførsel af benefit funktioner.<sup>10</sup> Overførsel af enhedsværdier i form af fx kr. per besøg eller kr. per husstand er klart den mest enkle men også mest udbredte måde af benefit transfer. Her antages simpelthen at nytteværdien fra studiestedet er den samme som på policy stedet, uanset om der for eksempel er forskel i socio-økonomiske karakteristika eller område karakteristika. En mulighed for at forbedre overførselen af enhedsværdier er hvis værdien tilpasses ved fx at korrigere for indkomstforskelle mellem lande eller for inflationen. Hvis man har informationer om den estimerede benefit funktion fra den oprindelige studie som beskriver hvordan betalingsviljen afhænger af forskellige forklarende variabler (fx indkomst, transportomkostninger, osv.) kan det være en fordel at overføre denne funktion i stedet for enhedsværdier. Denne form for benefit funktion transfer kræver dog at man har informationer om de forskellige variabler som har en effekt på betalingsvilje fra policy området. Gennemsnitsværdier for disse variabler fra policy stedet kan så sammen med de estimerede koefficienter fra studiestedet benyttes til at beregne betalingsvilje for policy området. En anden form for benefit funktion transfer er det såkaldte meta-analyse. Her sammenfattes resultater fra flere oprindelige studie til at estimere en "meta-funktion" som kan forklare betalingsviljen udefra forskelle i den anvendte metode, område karakteristika og socio-økonomiske karakteristika. Problemerne med meta-analysen er dog at der ofte mangler de nødvendige detaljer om de oprindelige studier og at der er en tendens til at det er mest studier med de "rigtige" resultater som bliver publiceret.

#### 4.2.2 Prissætningsmetoder

I modsætning til værdisætningsmetoderne er prissætningsmetoderne ikke præferencebaserede. Ved anvendelse af prissætningsmetoder fokuseres der på at udlede et estimat for godets værdi udtrykt gennem de omkostninger der er forbundet med tilvejebringelsen af godet. I praksis kan prissætning tage udgangspunkt i forskellige tilgange til omkostningsberegninger; nedenfor beskrives to af de mest anvendte tilgange til prissætning.

##### *Prissætning via alternativomkostninger*

Udgangspunktet for alternativomkostningstilgangen er at prisen på et gode/en service kan udtrykkes via omkostningerne forbundet fremskaffelsen af det tilsvarende gode (eller den tilsvarende service) på alternativ vis end den betragtede. Et eksempel kan være prissætning af godet 'rent drikkevand'; ved anvendelse af alternativomkostningsmetoden kan prisen på rent drikkevand eksempelvis opgøres som omkostningerne forbundet med køb af mineral vand eller som omkostningerne forbundet med rensning af forurennet vand (=alternativer til naturligt rent drikkevand).

##### *Prissætning via offeromkostninger*

---

<sup>10</sup> Se Navrud (2004) og specielt for danske forhold Navrud (Udkast) for en mere detaljeret introduktion til benefit transfer metoden, dens fordele og ulemper.

Offeromkostningsmetoden til prissætning af goder/services kan anvendes i situationer hvor fx udviklingsprojekter fravælges pga. deres skadelige effekt på de betragtede goder/services. Prisen på godet/service opgøres her som prisen på de gevinster, der ikke realiseres som konsekvens af den manglende gennemførelse af det fravalgte udviklingsprojekt – dvs. at de forbigåede gevinster betragtes som en omkostning, idet de 'ofres' til fordel for bibeholdelsen af de betragtede goder/services. Et eksempel på offeromkostningsmetoden kan være bevarelse af vådområder; ud fra en offeromkostningsbetragtning kan prisen på bevarelse af vådområder evt. sættes lig med størrelsen af de dyrkningsrelaterede gevinster, der forbigås ved at lade området forblive ude af omdrift.

## 5 Internationale og danske erfaringer ved anvendelsen af CBA

### 5.1 Udenlandske erfaringer

Kapitlet beskriver et udvalg af udenlandske studier der er udført direkte i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet (VRD) eller med direkte relevans for VRD's problemstillinger. De udvalgte studier omfatter et spansk studie (Jucar Pilot river basin), et fransk studie (Seine-Normandiet), et svensk studie (Emå), et britisk studie (270 projekter), et ungarsk studie (Rába), to tyske studier (Elbe og Werra) samt et skotsk studie (alle vandområder).

Der er et stort antal af udenlandske værdisætningsstudier vedr. vand som ikke er anvendt i forbindelse med CBA'er. En oversigt over disse studier kan findes i Hasler et al (2003) samt i Görlach et al (2005). Derudover har Hanley et al. (2006) gennemført et værdisætningsstudie med fokus på værdien af forbedringer i forhold til forskellige vandløbskvalitetsparametre defineret specifikt ud fra kravene i VRD.

Tabel 3 giver et overblik over de udvalgte studier baseret på beskrivelsen i de angivne kilder. Det vil i flere tilfælde sikkert være muligt at indhente flere oplysninger fra de respektive forfattere, men det har ikke været muligt tidsmæssigt i dette projekt.

Formålene med VRD-studierne, der er beskrevet i tabellen er forskellige, nogle er blevet gennemført i rammerne af en analyse af "fuld omkostningsdækning", mens andre er specielt målrettet opgørelsen af gevinster ved gennemførelse af bestemte tiltag til forbedring af vandkvaliteten. I sammenfatningerne i tabel 4 er der valgt at fokusere på de punkter som er mest relevante for gennemførelsen af en CBA.

De udvalgte punkter omfatter beskrivelser af hvordan gevinsterne (inklusive miljø- og ressourceomkostningerne) er prissat/værdisat, I det omfang det er oplyst beskrives hvordan resultaterne evt. er anvendt i politiske beslutningsprocesser. Endelig samles der op på hvilke erfaringer der er ved studierne som eventuelt kan udnyttes i forbindelse med udførelser af CBA i Danmark.

### 5.2 Oversigt over de udenlandske studier

Tabel 4. oversigt over udenlandske opgørelser af gevinster og CBA'er

Land	Flod/Op-land	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
Frankrig (Fredefon and Laurans, 2004)	Seine-Normandiet	Omkostningsinddækningsanalyse	De opgjorte miljøomkostninger dækker følgende tre aspekter:  (1) Nuværende genopretningsudgifter  (2) Benefit transfer af	Udvikling af metodisk tilgang til omkostningsinddækningsanalyse, inklusiv aktør involvering	Omkostninger er relateret til forskellige ambitionsniveauer/kvalitetsniveauer, i hvert fald (1) i forhold til (2) og (3).  (2) og (3) kan evt. fortolkes

Land	Flod/Op-land	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
			<p>betalingsvilje for forbedret vandmiljø</p> <p>(3) Potentielle omkostninger forbundet med fremtidige genopretninger for at opfylde VRD målsætningerne</p>		<p>som omkostninger og gevinster for at opnå samme kvalitetsniveau.</p>
Sverige (Brouwer and Strosser (2004); Brouwer et al. (2004))	Emå	Værdisætning af vandrelaterede goder og tjenester	<p>Værdien af vandrelaterede goder og tjenester er opgjort ved hjælp af markedsbaserede metoder:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>(1) markedspriser for elproduktion baseret på vandkraftværker og for fiskeri</li> <li>(2) ekstraktionsomkostninger som et skøn over værdien af vandforbrug i husholdninger og i landbruget</li> <li>(3) alternativomkostninger i form af sparede omkostninger for spildevandsbehandling som udtryk for værdien af spildevandsabsorption</li> <li>(4) skyggepriser baseret på prisen for genopretning af stærkt forurenede tidlige industriområder, og omkostninger forbundet med naturbeskyttelse og –pleje som en tilnærmelse af værdien af rekreative muligheder og beskyttelse af biodiversitet.</li> </ol>	<p>Teoretisk fortrækkes velfærdsøkonomiske metoder til opgørelsen af gevinster men i praksis mangler der pålidelige betalingsviljeestimer. Omkostningsbaseret tiltag er derfor en pragmatisk tilgang indtil bedre tal forligger.</p> <p>Der mangler en standardiseret tilgang til de økonomiske analyser for at sikre transparens, sammenlignelighed og efficiens af fremtidige analyser. Især vigtigt set i sammenhæng med de store mængder vandforbrug i Sverige.</p>	<p>Anvendelsen af flere pris-sætningsmetoder samtidig kan give problemer med double counting.</p> <p>Der bemærkes at ikke-brugsværdien kan have stor betydning. Desuden kan det være vanskeligt at identificere afstanden mellem nuværende vandtilstand og målsætningen ifølge VRD med den ønskede nøjagtighed.</p>
Spanien (Brouwer et al. (2004); Maestu et al. (2004))	Jucar	Opgørelse af ressource omkostninger	<p>Beregning af omkostninger forbundet med forskellige typer af vandanvendelse under forskellige udbud-efterspørgsels-scenarier for vand, dvs. situationer med hhv. vandknaphed og overflod.</p> <p>Vandefterspørgsel bliver modelleret vha. "økonomiske værdifunktioner" som skal afspejle værdien af vand for forskellige brugere. Hvordan disse værdifunktioner er estimeret forklares dog ikke.</p>	<p>Udvikling af en integreret hydrologisk-økonomisk model som kan beregne ressource omkostninger ved forskellige anvendelses-scenarier af vand.</p>	<p>Eneste studie som forsøger at estimere ressource omkostninger.</p>
Storbritannien & Wales (Fisher (2004))	500 af-græn-sede pro-	CBA	<p>Opgørelse af gevinster via benefit transfer fra værdisætningsstudier.</p>	<p>Der er udviklet detaljerede "Benefit Assessment Guidance (BAT)", og lokale medarbejdere er uddannet i</p>	<p>Erfaringer fra denne CBA peger på at</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>(1) en korrekt teknisk beskrivelse af projekter (dvs.</li> </ol>

Land	Flod/Op-land	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
	jekter			anvendelsen af disse retningslinier. Retningslinierne anvendt til CBA af 500 forskellige projekter. Resultater blev diskuteret med lokale aktører (dvs. vandindustrier og husholdninger). På basis af cost-benefit ratios og diskussioner blev 270 projekter forslået som prioriterede projekter i implementering af VRD.	konsekvensanalyse) er af afgørende betydning, og  (2) et hovedproblem vedrørende benefit transfer ligger i bestemmelsen af antal brugere /begunstigede, specielt relevant ifht. ikke-brugsværdier  Diskussioner i lokale fokusgrupper tillader tilpasning af BT værdier til lokale forhold!
Ungarn (Brouwer et al. (2004))	Rába (Sárvár-Nickdelen)	CBA af fire forskellige scenarier for genopretning af dele af floden	Benefit transfer anvendes til opgørelsen af gevinster/ændringer i vand forsyning, fiskeri, forebyggelse af oversvømmelse og tørke, landbrug, gartneri, vandenergi, turisme, biodiversitet og CO <sub>2</sub> lagring.	Forskellene mellem nutidsværdier for de fire scenarier er ikke store. Valg mellem scenarier kan foreslås, derfor baseret på andre kriterier end de inkluderede; som eksempel nævnes inddragelse af den lokale befolkning.	
Tyskland (Brouwer et al. (2004))	Elbe	CBA af genopretning af 15.000 ha vådområder ved floden Elbe,	Gevinsterne ved genopretning beregnes gennem:  (1) Contingent valuation (CV), mhp. estimering af betalingsvilje for beskyttelse af biodiversitet og truede arter, og  (2) Prissætning af økosystem tjenester i form af næringsstoff tilbageholdelse vha. alternativomkostningsmetoden.	Betalingsviljeestimerer anvendt i benefit transfer til Werra floden, inkl. opland.	Benefit-cost ratioen er mellem 2,5 og 4,2 (varierer mellem forskellige scenarier i en sensitivitetanalyse)
Tyskland (Hirschfeld et al. (2005))	Werra	CBA som en del af et interdisciplinært beslutningsstøttesystem	Opgørelse af gevinster gennem anvendelse af:  (1) Alternativomkostninger for indirekte brugsværdier for næringsstoff tilbageholdelse i vådområder.  (2) Benefit transfer af værdier fra Elbe studiet for rekreative gevinster og ændringer i biodiversitet.	Ifølge forfatterne anvendt som input i implementering af VRD i Hessen og Thüringen. Problemet er dog finansiering og opdatering af modellen og tilhørende databaser.	Aktør involvering  Benefit-cost ratioer mellem 1.4 og 5 for rekreative og biodiversitets gevinster.
Skotland (Andrews (2002))	Alle vandområder	CBA, opgørelse af effekterne af implementeringen af VRD i Skotland	Opgørelse af gevinster gennem benefit transfer fra andre studier, men kilderne er ikke oplyst. Der medregnes  (1) en ændring i herlighedsværdier og rekreation for floder samt		Benefit-cost ratio på 1.8 for implementering af VRD i Skotland. Følsomhedsanalyser mht. tidsmæssige placering af omkostninger og gevinster viser BC-ratio på 1.5 – 2.5. Ingen følsomhedsanalyse gennemført mht. ændringer i størrelsen

Land	Flod/ Op- land	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
			(2) forbedringer for fiskere (markeds-værdi af licenser)  (3) æstetiske værdier for kyst og fjordområder.  Ikke-brugsværdier medtages ikke.		af betalingsviljeestimererne.

\* Anvendelse angivet i case studiet.

Det svenske case-studie vedr. floden Emå er gennemført indenfor "Swedish Water Management Research Programme (VASTRA)", og er som sådan ikke relateret til VRD. Formålet med Emå studiet var at udvikle og teste metoder til opgørelse af den monetære værdi af vandrelaterede goder og tjenester i et oplandsområde. Som det fremgår af tabel 4 blev der anvendt 4 forskellige metoder til opgørelse af værdien af vand- og brugsrelaterede goder og tjenester; markedspriser, ekstraktionsomkostninger, alternativomkostninger og skyggepriser. Ikke-brugsværdier er ikke inkluderet i studiet, om end det bemærkes at de sandsynligvis er betydelige. Den samlede årlige værdi af Emå – som skal tolkes med væsentlige forbehold – blev estimeret til €25-26 millioner. Af disse relaterede €3,2 million per år sig til værdien af vandbaseret elproduktion, og €4,4 million per år til værdien af fiskeproduktionen. Værdien af vandforbrug blev estimeret til hhv. €6,9 for private og €0,4 for landbruget (NB: data ikke tilgængeligt for industrien). Værdien af flodens recipient kapacitet blev estimeret til €7,3 million for husholdninger og €1,3 million for industrien. Endelig blev omkostninger forbundet med naturgenopretning (€1,7 til rensning af forurenede industriområder, €0,2 til kalkning af sure søer og €0,1 til natur bevarelse) estimeret til 2 millioner per år, hvilket tolkes som et udtryk for værdien af de rekreative muligheder og den biodiversitet som Emå repræsenterer. €4,4 million per år.

Det spanske studie (Jucar pilot river basin) er et af pilotområderne i VRD-sammenhæng, og det er det eneste eksempel på beregning af resource-omkostninger, dvs. omkostninger forbundet med en ikke-efficient anvendelse af vandressourcerne. Tilgangen i dette projekt/case-studie er væsentlig mere teknisk end i de andre, idet der anvendes en integreret hydrologisk-økonomisk model som både kan optimere vandanvendelsen og kan simulere omkostninger og gevinster forbundet med forskellige anvendelser. Optimeringsdelen af modellen kan bruges til at beregne værdien af vandressourcen når systemet udnyttes økonomisk optimalt. Simuleringsdelen af modellen kan derimod bruges til at estimere værdien af vandressourcen under et givent sæt af allokerings- og brugsretninglinjer. Sammenligning af resultater fra de to modeller giver et estimat af resourceomkostningerne forbundet med ikke optimal udnyttelse af vandressourcen. Resultaterne fra optimeringsdelen kan desuden give indblik i, hvilke fremtidige strategier der potentielt kunne bidrage til øget økonomisk efficiens. I modsætning hertil kan simuleringsmodellen bruges til at evaluere effekten af fx mulige lovændringer eller nye forvaltningstiltag (evt. i relation til VRD). Der angives ingen specifikke estimater af resourceomkostninger, men det bemærkes at modellen indtil videre giver resultater i overensstemmelse med økonomisk teori. Målet med modellen er at udvikle et værktøj, der systematisk kan bruges til

at gennemføre de økonomiske analyser påkrævet af VRD. Modellen kan således bruges til at opgøre den økonomiske effekt af implementeringen af miljømæssige tiltag såsom grænser for vandstand mv., eller til at opgøre omkostningseffektiviteten af tiltag, inklusiv belysning af relevansen af argumenter vedr. disproportionale omkostninger eller indførelsen af mindre strenge målsætninger.

Beskrivelsen af det ungarske studie i Brouwer et al. (2004) er meget kort og summarisk, og det har på nuværende tidspunkt ikke været muligt at fremskaffe originalkilden; derfor er det begrænset, hvad der vides om den mere præcise tilgang anvendt i studiet. Studiet er imidlertid interessant idet anvendeligheden af CBA i relation til prioriterings spørgsmål analyseres/afprøves.

Det tyske studie af floden Elbe er gennemført på foranledning af det tyske ministerium for uddannelse og forskning. Studiet er centreret omkring en CBA af et projekt omhandlende genopretning af 15.000 ha vådområder, og det er det eneste af studierne præsenteret i tabel 4, hvor værdisætningsestimater fra et primært værdisætningsstudie bliver integreret i CBA. Mere specifikt, så gennemføres der i tilknytning til CBA'en et contingent valuation studie af befolkningens betalingsvilje for beskyttelse af biodiversitet og truede arter. Resultaterne heraf viste at 22,5% af de adspurgte var villige til at betale for beskyttelsen, samt at den gennemsnitlige årlige betalingsvilje var €11,9 per husstand per år. Med hensyn til den samlede årlige betalingsvilje blev den estimeret til €153 millioner i det første år, men kun til €108 millioner i det andet år, idet det viste sig at en væsentlig del af de adspurgte kun var villige til at betale én gang. Ud over contingent valuation metoden blev alternativomkostningsmetoden anvendt til prissætning af genopretningsprojektets effekt på vandkvaliteten; resultatet var en årlig værdi på omkring €585 per ha.

Resultatet af den efterfølgende CBA viste en nettogevinst; dvs. at gevinsterne forbundet med genopretning overstiger omkostningerne. Mere specifikt blev der estimeret benefit-cost ratioer mellem 2,5:1 og 4,2:1, alt afhængig af hvilke forudsætninger der blev lagt til grund for analysen.

Studiet i England og Wales er gennemført i tilknytning til "Environmental Agency"s arbejde med opgørelser af miljø- og ressourceomkostninger i relation til VRD. Benefit transfer anvendes til værdisætning af gevinsterne forbundet med de betragtede projekter. Årsagen til dette metodevalg er, at der alternativt højst var mulighed for at gennemføre 2-3 originale værdisætningsstudier indenfor den givne tids- og budgetramme, hvor resten af projekterne alligevel skulle værdisættes gennem benefit transfer. Derfor blev en konsistent anvendelse af BT prioriteret højere; en gennemgang af ressourceforbruget i forbindelse med projektet illustrerer imidlertid at gennemførelsen af BT tilgangen er ressourcekrævende, men det skyldes nok i høj grad det store antal af projekter. Som nævnt i tabellen blev der i forbindelse med projektet udarbejdet detaljerede Benefit Assessment Guidelines (BAG) som blev anvendt af uddannede personer til at gennemføre CBA'er for 500 specifikke projekter. På baggrund af CBA resultaterne blev 270 af de oprindelige 500 projekter anbefalet til gennemførelse; hovedudvælgelseskriteriet var at benefit:cost ratioen skulle være over 1,2. Ved denne udvælgelses strategi viste det sig at man – set i forhold til de oprindelige 500 projekter - fik realiseret 80% af de totale

miljømæssige gevinster til kun 38% af de totale omkostninger. Derudover viste resultaterne også, at omkring 75% af de miljømæssige gevinster relaterede sig til ikke-brugsværdier. Afslutningsvist bør det bemærkes, at en spændende erfaring fra dette studie er at fremgangsmåden ved overførsel af gevinsterne og selve størrelsen diskuteres i lokale fokusgrupper og med såkaldte stakeholders (det vil også sige myndigheds personer), hvilket tillader en slags tilpasning af BT værdier til lokale forhold.

Det franske case-studie vedr. Seine-Normandie er gennemført i tilknytning til det franske "Water Agencies"s arbejde med definitionerne af fuld omkostningsdækning (cost recovery) i VRD sammenhæng, og case-studiet er en del af et større projekt med fokus på: 1) illustration af state-of-the-art indenfor værdisætning af vandressourcer i Frankrig, 2) belysning af validitet og reliabilitet af eksisterende værdiestimater mhp. etablering af indikator værdier for vand relaterede services i Frankrig, og 3) identifikation af områder der skal fokuseres på fremover. Som det fremgår af tabellen skelnes der i omkostningsopgørelsen mellem 3 typer omkostninger; nuværende genopretningsudgifter, betalingsviljen for forbedret vandkvalitet i åer og floder og potentielle omkostninger forbundet med at begrænse forureningen af vandmiljøet. De nuværende genopretningsudgifter (ekskl. afværgeomkostninger, som er indeholdt i den pris, der betales for vand services) estimeres til 56 million € per år, og med udgangspunkt i eksisterende engelske studier anslås betalingsviljen for forbedret vandkvalitet i åer og floder til at ligge et sted mellem 100-200 million € om året (svarende til €6-12 per indbygger per år). Endelig estimeres de potentielle omkostninger forbundet med at begrænse forureningen af vandmiljøet til omkring 450 million € per år (svarende til €26 per indbygger per år). I studiet undlader man at aggregere omkostningsestimaterne for de tre omkostningskategorier med henvisning til at de er udledt med forskellige metoder (dvs.. egentlige værdisætningsmetoder baseret på præferencer versus omkostningsopgørelser mht. sikring af vandkvalitet og -udbud). Metoderne opgør værdier på forskellige velfærdsøkonomiske grundlag og en aggregering vil derfor ikke være konsistent. De opnåede estimater anvendes imidlertid som udgangspunkt for diskussioner ved stakeholder møder med deltagelse af repræsentanter fra såvel miljø- og forbrugerorganisationer, som fra politiske og tekniske interessentgrupper. Outputtet fra disse møder tjener efterfølgende som input til fremtidige retningslinjer for omkostningsinddækningsopgørelse. I relation til anvendelsen af faktiske omkostninger af miljøtiltag som en proxy for den værdi samfundet opnår med en forbedring, bør det i øvrigt bemærkes, at denne form for prissætning kan være problematisk i CBA sammenhæng, idet der derved opstår en risiko for at omkostningerne kommer til at stå på "begge sider" af analysen.

I det andet tyske studie vedrørende floden Werra er CBA en integreret del af et større beslutningsstøttesystem, der potentielt kan komme med input til beslutningstagere og andre interessenter i forbindelse med screening af og prioritering mellem alternative strategier for implementeringen af VRD. I projektet fokuseres der på tre værdikategorier forbundet implementering af VRD i Werra; biodiversitet, rekreation og næringsstoff tilbageholdelse. Værdien af de to førstnævnte estimeres vha. benefit transfer, hvorimod den sidste estimeres vha. alternativomkostningsmetoden. Med hensyn til værdierne for biodiversitet og rekreation, så overføres de fra Elbe studiet, der også er præsenteret i tabel 4 og be-



skrevet foran i teksten. De totale årlige biodiversitetsgevinster for hele området estimeres til et sted mellem 11 og 15,6 million € per år, og de årlige rekreative relaterede gevinster estimeres til et sted mellem 4,2 og 4,7 million € per år. CBA'er af forskellige forvaltningsstrategier resulterer i benefit-cost ratioer mellem 1,4:1 og 5:1, hvilket vil sige at gevinsterne i alle de betragtede tilfælde overstiger omkostningerne. I relation til VRD kan disse resultater således tolkes i den retning at opnåelse af god økologisk tilstand ingeniende er omkostningsfri, men at gevinsterne af de betragtede tiltag i det lange løb væsentligt vil overstige omkostningerne.

Den skotske CBA er en del af et større forskningsprojekt med titlen "Costs and benefits of implementing the EC water framework directive in Scotland", som blev gennemført forud for implementeringen af VRD i den skotske lovgivning og blev finansieret af "the Scottish Executive". I modsætning til de andre studier, der er centreret omkring enkelt projekter/floder gennemføres denne CBA på nationalt niveau; den suppleres dog af en række "Business Case Assessments" (BCA) gennemført indenfor nogle af de berørte sektorer. Forud for gennemførelsen af CBA'en findes en detaljeret gennemgang af kravene i VRD og baseline, hvilket leder op til identifikationen af nødvendige forbedringer/ændringer. Omkostningerne forbundet med implementeringen af VRD estimeres hovedsageligt via ekstrapolation fra de gennemførte BCA, og samlet set anslås nutidsværdien af disse til £840 million for hele Skotland. I relation til opgørelsen af gevinster bemærker forfatterne at opgørelsen ingeniende er komplet ligesom det fremhæves at den er forbundet med betragtelig usikkerhed. Som det nævnes i tabel 4 estimeres værdien af gevinster via overførsel af estimater fra andre studie (dvs. vha. benefit transfer metoden). Mere specifikt så estimeres værdien af forbedret vandkvalitet i form af økologi, æstetik og bredvegetation til et sted mellem 120 og 262 millioner £ per år og værdien af forbedrede fiskemuligheder i floder estimeres til et sted mellem 110 og 58 millioner £. For fjordområder estimeres værdien af æstetiske forbedringer til et sted mellem 0,11 og 0,19 millioner £, imens de for kyst områder estimeres til et sted mellem 0,79 og 5,02 millioner £. Sammenlagt giver dette anledning til et centralt estimat for værdien af de årlige gevinster på 228 millioner £; i tilknytning hertil skal det dog bemærkes at ikke-brugs værdier ikke er inkluderet i analysen. For at validere/evaluere dette resultat gennemføres en analyse, hvor andre – primært ikke skotske – værdiestimater anvendes som udgangspunkt for benefit transfer. Resultatet af denne analyse giver et punkttestimat på 142 millioner £ per år, hvilket er i den lave ende af det beregnede interval, og væsentligt lavere end estimatet på 228 millioner £. Resultatet af den efterfølgende CBA viser en benefit-cost-ratio på 1,8:1, hvilket indikerer at nettonutidsværdien af VRD er positiv, og de gennemførte følsomhedsanalyser viser at denne konklusion er temmelig robust overfor ændringer i de underliggende forudsætninger (eksempelvis vedr. timing af omkostninger og størrelsen af den anvendte diskonteringsrate).

### 5.3 Sammenfatning

Fælles træk i alle studier er deres fokus er på opgørelsen af *omkostninger* forbundet med enten opfyldelse af VRD målsætninger, dvs. omkostninger af forskellige tiltag, eller *omkostninger* for samfundet forbundet med en ringere vandkvalitet end VRD målsætningerne forskriver. Opgørelsen

af den første type omkostninger er baseret på de faktiske omkostninger og udgifter forbundet med miljøbeskyttende tiltag, dvs. udgifter til løn, maskiner, materiale osv. Omkostninger til samfundet omfatter en værdisætning af skadeomkostningerne, dvs. tab af rekreative værdier, biodiversitet o.l. og bliver næsten udelukkende prissat gennem anvendelsen af benefit transfer, dvs. overførsel af betalingsviljeestimer fra andre studier. I tilfælde hvor estimer for betalingsvilje er ikke tilgængelig eller vurderes for at være for usikre til at blive anvendt i analysen, anvendes enten alternativomkostningsmetoden eller skyggeprismetoden (ved prissætning af afværgeforanstaltninger) til prissætning, fx af næringsstofforbrug.

Fem ud af de otte studier præsenteret i tabel 4 er klassiske eksempler på cost-benefit analyser. Et generelt træk i disse analyser er at de viser en positiv cost-benefit ratio hvor gevinsterne i nogle tilfælde kan overstige omkostninger ved en faktor 4 eller 5. Disse positive og høje B/C.-ratios findes også i den danske analyse af genopretningen af Store Åmose. (Lundhede et al., 2005).

Sammenfattende kan der siges (se også Brouwer and Strosser (2004)) at der anvendes to forskellige typer af tilgange til opgørelsen af miljø- og ressource omkostninger: en omkostningsbaseret tilgang og en gevinstbaseret tilgang. Valget mellem omkostnings- eller gevinstbaseret opgørelsesmetode for miljøomkostningerne afhænger af tilgængelighed af data, kvaliteten af disse data og beslutningstagerens krav til pålidelighed og nøjagtighed. I alle tilfælde er værdisætning og prissætning af omkostninger og gevinster baseret på en opgørelse af de fysiske effekter/karakteristik af vandsystemer, dvs. en konsistent opgørelse og dokumentation af konsekvenserne er altafgørende uanset hvilken mere specifik tilgang, der vælges. Endvidere kan der sammenfattes at studierne demonstrerer, at CbA kan være et nyttigt værktøj i relation til prioritering mellem projekter og tiltag; fx viser det engelsk/skotske studie at projektporteføljen kunne nedsættes fra 500 til 280 ved en optimering af indsatsen. Reduktionen i antallet af projekter medfører også et fald i benefits; den relative reduktion i realiserede benefits er imidlertid væsentlig mindre end den relative reduktion af omkostningerne.

. Reduktionen i antallet af projekter medfører også et fald i benefits; den relative reduktion i realiserede benefits er imidlertid væsentlig mindre end den relative reduktion af omkostningerne.

Studierne viser ydermere at der er betragtelige ikke-brugsværdier knyttet til vandmiljøbeskyttelse (75% i engelsk/skotsk studie), og alle de udførte studier viser positive B/C forhold. Det skotske studie viser endvidere at resultaterne er robuste.

De tilgængelige beskrivelser giver ikke indblik i hvordan studierne og deres resultater er brugt i de politiske beslutningsprocesser.

## 6 Danske erfaringer

Som udgangspunkt for vurdering af hvorvidt der kan udføres CBA'er som støtte for den danske implementering af VRD omfatter dette afsnit en sammenfatning af udvalgte danske CBA'er og værdisætningstudier med relevans for reguleringen af vandmiljøet. Disse studier beskrives på samme måde som de udenlandske studier med vægt på hvordan gevinsterne (inklusive miljø- og ressourceomkostningerne) er prissat. I det omfang hvor dette er relevant beskrives der hvordan resultaterne evt. anvendt i politiske beslutningsprocesser og hvilke specifikke karakteristika og erfaringer er der ved studierne som kan udnyttes i evt. anvendelser af CBA af VRD.

De udvalgte studier omfatter en CBA der blev udført i 2005 vedr. genopretning af den østlige del af Store Åmose i Vestsjælland, en CBA af Skjern Å projektet som blev udført i 2000 og opdateret i 2005, samt værdisætning af beskyttelse og rensning af grundvand, udført i 2004/2005, og værdisætning af nationalparksprojekterne, udført i 2005.

### 6.1 Oversigt over de danske studier

Tabel 4. Oversigt over danske studier af relevans i forhold til CBA i VRD sammenhæng.

Studie	Case studie	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
Miljøstyrelsen (2005)	Naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose, Vestsjælland. Maksimal størrelse af berørt areal er 1.750 ha.	CBA af tre scenarier for naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder. Tiltagene omfatter vådgøring af landbrugsareal, ekstensivering af landbrugsproduktion og genetablering af større, sammenhængende naturområder; inklusiv beregning af nettonutidsværdier samt break-even punkt.	Værdien af ikke-markedsomsatte goder i form af hhv. øget biodiversitet, forbedret bevarelse af fortidsminder, øget adgang til området og størrelse af beskyttet areal opgjort via gennemførslen af primært værdisætningsstudie med anvendelse af CE-metoden.  Værdien af ikke-markedsomsatte goder i form af kvælstofreduktion, samt reduktion af ammoniak og klimagasser opgjort vha. skyggeprismetoden.  Værdier af markedsomsatte goder i form af øgede jagtindtægter, reducerede omkostninger til vandafledning og forbedrede muligheder for fiskeri opgjort vha. markedsdata.	Betalingsviljeestimererne for biodiversitet kan evt. anvendes til benefit transfer i relation til VRD projekter. Det bemærkes dog at betalingsviljeestimererne for eksistensværdi er høje, og et opfølgende studie er igangsat for at teste evt. aftagende betalingsvilje for flere projekter af samme karakter..  Metodiske erfaringer fra det primære værdisætningsstudie kan bruges i forbindelse med designet af kommende studier i VRD sammenhæng.  Første CBA med anvendelse af dansk primær værdisætning.	Meget høje betalingsvilje estimater fra værdisætningsstudiet giver anledning til høje benefit-cost ratios. Opfølgende studie igangsat.  Beregning af break-even punkt (hhv. 56, 85 og 59 mill. kr. for hvert af de tre scenarier) viser at gennemførelse af projektet er forbundet med et velfærdøkonomisk overskud – også selv om de udledte betalingsvilje estimater skulle vise sig at være overvurderede.  Nettonutidsværdier er beregnet for forskellige levetider, kalkulationsrente mv. Mange følsomhedsanalyser.
Dubgaard et al. (2002) (opdateret i	Naturgenopretningen af Skjern Å, Vestjylland. Samlet størrel-	CBA af Skjern Å genopretningsprojektet, der bl.a. omfatter genslyngning af dele af åen, etablering af sø	Værdi af ophør af udledninger fra dambrug, bedre arrondering, reduceret oversvømmelsesrisiko	Første egentlige danske anvendelse af CBA i relation til beskyttelse af vandressourcer.	Sammenlignet med andre studier er de anvendte estimater for ikke-brugsværdierne

Studie	Case studie	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
2005)	se af berørt areal er 2.200 ha.	og delta samt genetablering af større, sammenhængende naturområde.	samt reduceret udledning af fosfor, kvælstof og okker opgjort vha. opgørelse af alternativ omkostningsmetoden (dvs. opgjort i form af sparede omkostninger).  Værdien af nedsat pumpebehov samt øget tagrørsproduktion opgjort vha. markedspriser.  Værdi af forbedret jagt opgjort vha. erstatningsbetalinger fra områder med jagtforbud.  Værdi af ikke-markedsomsatte goder i form af forbedrede muligheder for lystfiskeri, øget rekreativ værdi og øget biodiversitet opgjort vha. benefit transfer.	Relevant i forhold til VRD hvor anvendelsen af benefit transfer må forventes at blive udbredt. Ligeledes relevant i forhold til erfaringer med prissætning af andre ikke-markedsomsatte goder.	relativt lave.  Nettonutidsværdien af projektet beregnes for flere kombinationer af levetider og kalkulationsrenter. Ved en levetid på 20 år og en kalkulationsrente på 7% bliver nettonutidsværdien negativ, ellers er den i alle tilfælde positiv, hvilket er ensbetydende med en positiv benefit-cost ratio. Med en uendelig tidshorisont og en kalkulationsrente på 3% bliver nettonutidsværdien af projektet 225 mio. kr.
Hasler et al. (2005a, 2005b)	Beskyttelse af grundvand versus rensning af forurennet drikkevand (ikke lokalitetsspecifikt case).	Værdisætningsstudie af rent drikkevand og forbedret kvalitet af overfladevand.	Værdisætning af drikkevandskvalitet samt vilkår for dyr- og planteliv i søer og vandløb (~ proxy for kvalitet af overfladevand) gennemført vha. CE.  Værdisætning af 2 scenarier for grundvandsbeskyttelse (hhv. fuld og delvis beskyttelse i forhold til usikker baseline) gennemført vha. CVM.	Betalingsviljeestimererne kan evt. anvendes til benefit transfer af initiativer implementeret/overvejet i VRD sammenhæng. Formuleringen vedr. kvaliteten af overfladevand er så vidt muligt afpasset terminologien anvendt i VRD.	Projektet indeholder ikke en opgørelse af omkostninger og er derfor ikke en CBA.  Værdiestimerne er på niveau med estimerne fra tilsvarende udenlandske studier.  De udledte betalingsvilje estimer er udtryk for en generel betalingsvilje for forbedret vandkvalitet, og ikke udtryk for en betalingsvilje for forbedringer i forhold til en specifik/afgrænset lokalitet.
Jacobsen et al (2006)	Etablering af nationalparker i Danmark; 7 mulige lokaliteter specificeret.	Værdisætning af de syv mulige nationalpark områder gennemført i såvel nationalt sample som i lokale samples fra lokalområderne omkring de 7 potentielle parker. De 7 områder omfatter både primært akvatiske og primært terrestriske områder.  De 7 mulige placeringer er Læsø, Møn, Thy, Nordsjælland, Mojs Bjerge, Lille Vildmose og Vadehavet.	Undersøgelserne udført på lokale samples er foretaget med CVM. Formålet med de lokale samples er, ud over at udlede lokale befolkningers betalingsvilje for nationalparker i deres lokalområde, også at undersøge hvorvidt lokales betalingsvilje adskiller sig fra betalingsviljerne udledt i den nationale undersøgelse.  Den nationale undersøgelse er udført med CE metoden, og her er værdien af parkens	Værdiestimerne relaterer sig ikke direkte til vandkvalitetsparametre, men idet nationalparkområderne i vid udstrækning omfatter vand/vådområder, søer og åer er det ikke usandsynligt at nogle af resultaterne kan danne udgangspunkt for benefit transfer i forhold til CBA af mulige projekter i VRD sammenhæng.	Projektet indeholder ikke en opgørelse af omkostninger og er derfor ikke en CBA.

Studie	Case studie	Type af analyse	Metode til opgørelsen af gevinster	Praktisk relevans	Bemærkninger
			placering, ændring i naturbeskyttelsesniveau, ændring i indsats for særlige dyr og planter og øget adgang estimeret.		

### 6.1.1 Åmose-studiet

Miljøstyrelsen og Skov og Naturstyrelsen har udført en CBA af genopretningsscenarier for området *Store Åmose* i Vestsjællands Amt (Miljøstyrelsen 2005). CBA'en opgør markedsomsatte og ikke-markedsomsatte gevinster og omkostninger ved genopretning af våde områder i *Store Åmose*, og resultaterne understøtter beslutningen om at beskytte naturen og de unikke fortidsminder i *Store Åmose*, da vådgøringen beskytter fortidsminderne i muldlaget. Det er første gang i Danmark, at en samfundsøkonomisk analyse af både omkostninger og gevinster er planlagt og udført inden et miljøprojekt igangsættes

Skov- og Naturstyrelsen og Vestsjællands Amt har således foreslået tre forskellige scenarier for genopretning af *Store Åmose* som har været udgangspunkt for en CBA. De tre foreslåede genopretningsscenarier adskiller sig fra hinanden med hensyn til bl.a. omfanget af det genoprettede areal og graden af hævning af vandstanden, som påvirker den biologiske mangfoldighed og beskyttelsen af fortidsminderne i forskellig omfang. Ved gennemførelse af hvert af de tre scenarier er der en række produktions- og ressourcemæssige konsekvenser samt miljø- og natureffekter, der er medregnet i den samlede CBA. Hertil kommer de fordelingsmæssige konsekvenser ved, at staten opkøber jord, og landmanden får erstatning for den tabte produktion.

Værdisætningen af de ikke-markedsomsatte effekter er dels opgjort med skyggepriser for kvælstofreduktion, reduktion af klimagasser og reduktion af ammoniak. De markedsomsatte effekter som jagtindtægter, sparede omkostninger til vandafledning og forbedret fiskeri er opgjort med brug af markedsdata for jagtleje og sparede vandafledningsafgifter. Værdien af effekterne for beskyttelse af fortidsminder, forbedret biodiversitet og disse effekter er beregnet med CE (valgekspérimentmetoden). Hvert valg-alternativ er beskrevet ved et niveau for beskyttelsen af fortidsminder, arealets størrelse, den biologiske mangfoldighed, adgangen til området og prisen. Resultaterne viser, at befolkningen udtrykker stærke præferencer for at området beskyttes for fremtiden. Dette giver sig til udtryk ved at der er en signifikant positiv betalingsvilje for en stor biologisk mangfoldighed i *Store Åmose* på ca. 500 kr. pr. år i ekstra skattebetaling pr. individ. Denne betalingsvilje er betalingsviljen for at ændre *Store Åmoses* nuværende natur, som nu har en forholdsvis ringe biologiske mangfoldighed, til et højere niveau. Dette niveau er betegnet som »stor biologisk mangfoldighed«. Med ringe biologisk mangfoldighed mens at der er mange dyr fordelt på få almindelige arter, mens de sårbare og sjældne plantearter i *Store Åmose* er truet af udtørring og dyrkning. Stor mangfoldighed er kendetegnet ved at der vil være mange almindelige og sjældne dyrearter, især forskellige fuglearter, og de sjældne plantearter i *Store Åmose* beskyttes mod udtørring og dyrkning. Befolk-

ningen har også en signifikant positiv betalingsvilje for at reducere nedbrydningstempoet af fortidsminderne, som nu ligger under muldlaget i Store Åmose og som er truet af nedbrydning med den nuværende anvendelse af mosen. Denne betalingsvilje er estimeret til ca. 800 kr. pr. individ i årlig ekstra skattebetaling. Betalingsviljen for at sikre en varig beskyttelse af disse fortidsminder er højere, og den er beregnet til en årlig ekstraskattebetaling på ca. 1.200 kr. pr. individ. Der er også fundet en positiv betalingsvilje for at arealet af naturområdet bliver større end i dag. Betalingsviljen for en udvidelse af det genoprettede areal er beregnet til ca. 16 kr. pr. 100 ha (per individ per år), der genoprettes ekstra. Betalingsviljen for en forbedret adgang til Store Åmose gennem et udvidet sti- og vejsystem ind i området er negativt, dvs. at respondenterne i gennemsnit oplever de vil få en negativ nytte hvis der etableres yderligere adgang til området ud over det eksisterende sti- og vejsystem, hvilket kan skyldes, at respondenterne mener, at omfanget af stier og veje ind i området vil kunne påvirke vilkårene for plante- og dyrelivet samt beskyttelsen af fortidsminderne i en negativ retning. Resultatet kan desuden forklares med at den største del af respondenterne i undersøgelsen ikke kendte Store Åmose i forvejen, og de havde heller ikke til hensigt at besøge Store Åmose i fremtiden. Blandt den del af respondenterne der bor i kommunerne forholdsvis tæt på Store Åmose er betalingsviljen signifikant positiv for øget adgang til Store Åmose, beregnet til ca. 430 kr. pr. år pr. person. Denne del af respondenterne kender Store Åmose i forvejen, og der er en langt større andel der har til hensigt at besøge området i fremtiden.

Betalingsviljerne for hver af effekterne: biologisk mangfoldighed, beskyttelse af fortidsminder, arealets størrelse og adgang, er brugt til at beregne den samlede betalingsvilje for hvert af scenarierne foreslået af Skov og naturstyrelsen og Vestsjællands amt.

#### *Den samlede CBA*

Omkostninger og gevinster i CBA'en er opgjort som nutidsværdier i 2004-priser. Anbefalingerne i Miljøministeriets vejledning med en kalkulationsrente på 6 pct. er anvendt i den budgetøkonomiske beregning, og der er forudsat 3 pct. i den velfærdsøkonomiske. Dette afviger fra Finansministeriets generelle anbefaling på en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 6 pct. Der er udført en følsomhedsanalyse med 6 pct., som viser, at det ikke ændrer på analysens konklusioner. Tidshorisonten er uendelig, fordi det drejer sig om et naturgenopretningsprojekt, hvis konsekvenser strækker sig over en meget lang periode ud i fremtiden. De økonomiske konsekvenser er opgjort som meromkostninger eller – gevinster i forhold til en fortsættelse af den nuværende situation (status quo).

De velfærdsøkonomiske resultater viser som nævnt, at den samlede velfærd forøges markant ved at gennemføre hvert af de tre scenarier. Det store velfærdsøkonomiske overskud skyldes primært de værdier, der er forbundet med at forbedre og sikre de kulturhistoriske og biologiske værdier.

Det er i CBA en valgt at sammenholde break-even prisen med resultaterne fra værdisætningsstudiet og vurdere, om usikkerheden ved værdisætning er så væsentlig, at den vil påvirke konklusionen om vel-

færdsøkonomisk overskud ved at gennemføre hvert af de tre scenarier. Analysens resultat viser, at break-even prisen mindst skal være hhv. 56 mill.kr., 85 mill.kr. og 59 mill.kr. i nutidsværdier for de tre scenarier, for at det er forbundet med et velfærdsøkonomisk overskud at gennemføre projektet. Disse beløb ligger langt under betalingsviljeresultaterne fra Lundhede et al. (2005). På denne baggrund konkluderes der, at det er forbundet med en sikker velfærdsgevinst at gennemføre hvert af scenarierne, samt at rækkefølgen mellem scenarierne ligger fast. Endvidere er det konklusionen, at analysens resultat er robust over for den metodiske usikkerhed, som altid knytter sig til resultaterne fra en værdisætningsundersøgelse.

#### *Relevans i forbindelse med VRD*

Erfaringerne fra den primære værdisætning og anvendelsen af denne i en fuld CBA er relevant i forbindelse med VRD, herunder de opfølgende analyser i det såkaldte Skalaprojekt, hvor der udføres en række følsomhedsanalyser på forudsætningerne i studiet.

Vedr. benefit transfer så må værdiestimerne for den varige beskyttelse af fortidsminderne anses som værende helt specifikke for Store Åmose, og derfor ikke egnede til benefit transfer til andre områder. Biodiversitetsværdierne repræsenterer eksistensværdier. Det er usikkert om denne værdi skal fortolkes som et værdiestimat for case området Åmosen eller om resultatet snarere repræsenterer den værdi respondenterne tillægger beskyttelsen af biodiversitet generelt i danske naturområder. Som nævnt er der et opfølgende studie i gang der forsøger at teste denne problemstilling og bestemme i hvilket omfang betalingsviljen er aftagende hvis man beder respondenterne om at forholde sig til flere projekter end dette en i Åmosen. Resultaterne fra dette studiet sigter mod at bidrage til udviklingen af designet af værdisætningsstudier med henblik på at værdisætte bl.a. eksistensværdier.

#### **6.1.2 Skjern Å**

En af de tidligste gennemførte CBA'er i Danmark er analysen af et genopretningsprojekt, "Skjernåprojektet". Formålet med Skjernåprojektet er genetablering af et større sammenhængende naturområde (Dubgaard et al. (2002)) som bl.a. indeholder genslyngning a dele af Skjern Å, etablering af en sø, anlæg af flere udløb af Åen i fjorden, sådan at et delta kan udvikle sig og overgangen af 1.500 ha af landbrugsjord til ekstensiv græsning.

#### *Omkostninger og gevinster som følge af projektet*

Omkostninger i projektet er opdelt i anlægsomkostninger, drift- og vedligeholdelsesomkostninger samt jordrentetab ved overgangen til ekstensiv dyrkning. Gevinster ved genopretning omfatter både markedsgoder og ikke-markedsgoder, hvor sidstnævnte er prissat gennem anvendelsen af benefit transfer. Dubgaard et al. (2002) beregner nutidsværdier af gennemførelsen af projektet både for en 20-årig og en uendelig investeringshorisont og ved anvendelsen af forskellige kalkulationsrenter (3%, 5% og 7%). Nettonutidsværdien, dvs. forskellen mellem de tilbagediskonterede omkostninger og gevinster, er ifølge Dubgaard et al. (2002), med undtagelsen af "20 år og 7%" scenariet positiv. Nettogevinsten er med 225 mio.

kr. største for det scenario med uendelig tidshorisont og 3% kalkulationsrente. Tabel 4. indeholder en sammenfatning af beregningerne foretaget i Dubgaard et al. (2002).



Tabel 4. Resultat af CBA af Skjernåprojektet (uendelig tidshorisont og 3% kalkulationsrente)

Dubgaard et al. (2002)		
Omkostninger	Prissætning	Mio. kr.
Projektudgifter	Anlægsomkostninger	143,7
Offentlig drift og vedligeholdelse	Drift og vedligeholdelse	17,0
Jordrentetab	Velfærdsøkonomiske beregninger af jordrente	101,4
Nedlæggelse af dambrug	(ikke angivet)	2,2
Omkostninger i alt		264,3
Gevinster		
Udledningsophør, dambrug	Renseomkostningsmetoden (COWI (1998))	6,1
Sparede pumpeudgifter		12,1
Bedre arrondering	Sparede transportomkostninger for landmændene (COWI (1998))	29,7
Tagrørsproduktion	Markedsværdi af tagrør (COWI (1998))	10,1
Reduceret oversvømmelsesrisiko	Sparede kompensationsudgifter af Statens Stormflodsråd (COWI (1998))	1,1
Kvælstofreduktion	Sparede udgifter ved etablering af våde enge (enhedpris af 5 kr./kg N)	35,8
Fosforreduktion	Sparede udgifter ved fjernelse af fosfor på renseanlæg (COWI (1998))	43,9
Okkerreduktion	Sparede renseomkostninger ved etablering af okkerrensingsanlæg (COWI (1998))	40,5
Forbedret jagt	Erstatningsbetalinger for jagtforbud i områder med karakteristika som Skjernådalen (fratrasket jagtværdi før genopretning)	15,3
Forbedret lystfiskeri	Betalingsvilje per år per fisker fra dansk CVM undersøgelser (Toivonen et al. (2000)). Der regnes med ca. 5000 lystfisker per år.	89,0
Rekreativ værdi	WTP per besøg fra Mols Bjerge CVM undersøgelsen (Dubgaard (1996)). Der regnes med ca. 90.000 besøg om året.	120,1
Biodiversitet, eksistensværdi	WTP per ha fra engelsk værdisætningsundersøgelse (Willis et al. (1996))	85,9
Benefits i alt		489,6
Velfærdsændring, nutidsværdi		225

## 6.2 Eksempel på danske værdisætningsstudie vedr. vand der ikke indgår i CBA

Et værdisætningsstudie vedr. beskyttelse af grundvand (Hasler et al 2005 a og b) viser at befolkningen tillægger rent vand tilvejebragt gennem beskyttelse af grundvandsressourcen en større nytte end rent vand tilvejebragt gennem rensning. Resultaterne viser også at nytten af beskyttelse af drikkevandet overstiger nytten af bedre kvalitet af overfladevandet, jf. tabel 5.

Tabel 5. Betalingsvilje resultater, grundvandsstudiet, kr./år

	Villighed til at betale et årligt tillæg til vandregningen, kr./år/husstand
Naturligt rent grundvand	1900
Meget gode betingelser for plante- og dyreliv i søer og vandløb	1200
Vilje til at betale for at rense vandet, per husstand	900

Kilde: Hasler et al 2005 a,b

Resultaterne fra det udførte grundvandsprojekt kan anvendes til at vurdere gevinsterne ved konkrete projekter til beskyttelse og/eller rensning af grundvandet, fx til at vurdere gevinsterne ved lokale projekter i vandindvindingsområder. Resultaterne kan både anvendes til at vurdere projekter hvor der sigtes mod at beskytte grundvandet, hvor der sigtes mod at rense vandet og hvor der sigtes mod at både rense og beskytte. Sidst-

nævnte kan være et realistisk alternativ i de tilfælde, hvor den hidtidige forurening er så omfattende at det er nødvendigt at rense for at anvende vandet.

De beregnede gevinster kan holdes op imod omkostningerne ved de konkrete beskyttelses- og rensningsprojekter med henblik på at vurdere, i hvilket omfang et givet miljøinitiativ vil repræsentere en netto velfærdsøkonomisk forbedring. Men for at afgøre om den samfundsøkonomiske netto nytte er positiv eller negativ må både omkostninger og gevinster opgøres.

Beregningen af disse omkostninger ligger udenfor dette projekts rammer, men der findes viden, data og delvise resultater, som kan anvendes. Vedrørende omkostningerne ved beskyttelse af grundvandet så er de velfærdsøkonomiske omkostninger beregnet for en række relevante tiltag i regi af forarbejdet til Vandmiljøplan III (Jacobsen et al., 2004), i et arbejde vedr. beregning af samfundsøkonomiske konsekvenser af beskyttelse af §3 arealer og habitatområder (Hasler & Schou 2004), i et arbejde med samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner (Schou et al., 2004) og i et arbejde med jordrenteforudsætninger for anvendelse i budget- og velfærdsøkonomiske beregninger (Schou og Abildtrup, 2005). Disse omkostningsestimater for forskellige tiltag som skovrejsning, reduceret husdyrproduktion, braklægning mv. kan anvendes som grundlag for konkrete projektvurderinger. I projekter vedr. konkrete vandindvindingsområder anbefales det, jf. Schou og Abildtrup, 2005, at beregne den reelt tabte jordrente i området og ikke anvende de gennemsnitlige estimater for jordrentetabene, som er anvendt i de nævnte arbejder.

Der findes ligeledes omkostningsberegninger for rensning af vand jf. IMV (2004) og Juhl Marcher og Bjerg (2004). Begge disse kilder omhandler rensning af BAM forurenede vand, og sammenligner rensningsomkostningerne med omkostningerne ved andre tiltag, fx flytning af kildepladser. Marcher Juhl og Bjerg (op cit) sammenligner omkostningerne ved rensning af BAM med afværgepumpning, etablering af nye kildepladser og tilslutning til nabovandforsyning med anvendelse af en model til beregning af vandværkernes udgifter. De konkluderer, at vandværkets størrelse har stor betydning for rangordningen af omkostningerne ved disse forskellige tiltag, men også at omkostningerne aftager med størrelsen af vandværket for alle de fire tiltag. De konkluderer endvidere, at rensning er det dyreste alternativ blandt de undersøgte metoder til rensning af BAM. Flytning af kildeplads og afværgepumpninger er beregnet til at koste mellem 1 og 2 kr./m<sup>3</sup> mens omkostningen til rensning er beregnet til 10 kr./m<sup>3</sup>. Resultaterne er dog begrænset af, at omkostningerne ved at rense for andre forureninger ikke indgår.

IMV (2004) konkluderer, at der vil være en besparelse ved at rense vandet sammenlignet med at etablere en ny kildeplads. Forskellene mellem de to studiers resultater skyldes primært, at de anvender forskellige forudsætninger vedrørende investeringsudgifterne til rensning og til etableringerne af ny kildepladser. Etableringsomkostningerne varierer fra lokalitet til lokalitet, og erfaringsgrundlaget for at fastsætte investeringsniveauet for renseteknologien er ifølge IMV spinkelt. Det må derfor konkluderes, at der er stor usikkerhed forbundet med vurderingen af om-

kostningerne ved rensning, og at disse omkostninger ikke er beregnet for andre stoffer end BAM.

#### *Anvendelse af benefitresultaterne i konkrete projektvurderinger*

De beregnede værdier er opgjort som den totale værdi for hele befolkningen. For at estimaterne skal indgå i konkrete projektvurderinger for hele landet eller i konkrete vandindvindingsområder, så må betalingsviljerne anvendes i forhold til det antal husstande, der berøres af tiltaget i konkrete vandindvindingsområder. Hvis omkostningerne er beregnet, så kan de samlede velfærdsøkonomiske konsekvenser beregnes.

Der er et kommende projekt undervejs i regi af forskningsprogrammet under VMPIII, hvor gevinster og omkostninger ved vandmiljøtiltag i Odense og Skjern Å-oplandene beregnes og inddrages i samlede CBA'er. Benefit transfer testes også i dette studie som påbegyndes i slutningen af 2006. Dette projekt er også relateret til EU projektet AQUAMONEY, i hvilket der skal opstilles retningslinjer for udførelse af værdisætningsstudier i relation til VRD, samt tests af benefit transfer mellem vandoplade og vandforekomster i EU.

## 7 Sammenfattende vurdering af anvendelsen af CBA i VRD

I implementeringen af VRD kan CBA bidrage på flere måder:

- Til sammenligning på tværs af lande, vandområder og indenfor vandområder med hensyn til:
  1. Sammenligning af netto-nutidsværdi af opfyldelse (gap closure) af forskellige målsætninger
  2. Sammenligning af netto-nutidsværdier af opfyldelsen af en given målsætning med forskellige tiltag
- Undtagelse fra målsætning – disproportionalitet:
  1. Identifikation af vandområder hvor strengere miljømål end "god status" skal fastsættes (§18 i Miljømålsloven) i tilfælde hvor gevinsterne for samfundet ved et renere vandmiljø er betydeligt større end omkostningerne, fx områder med særlige drikkevandsinteresser eller rekreative formål;
  2. Identifikation af vandområder som kan blive undtaget af opfyldelsen af "god status" målsætning idet omkostningerne ved mål-opfyldelsen er betydeligt større end gevinsterne til samfundet, fx hvis et vandområde er stærkt forurenet.

Fordelen af CBA i forhold til en omkostningseffektivitetsanalyse er at gevinster og sideeffekter ved forskellige tiltag tages eksplicit med i analysen i form af monetære værdier hvilket gør dem direkte sammenlignelig med omkostningerne. Ulempen ved CBA anvendelsen er dog at værdisætningen af gevinsterne tilfører analysen et ekstra usikkerhedsmoment, især hvis eksistensværdien er stor.

Det fremgår af gennemgangen af udenlandske studier at miljøomkostningsbegrebet og værdisætningen er grebet an på forskellig vis i øvrige EU lande, og at der er udført såvel omkostningsbaserede opgørelser af gevinster og forringet miljøkvalitet som primære værdisætningsstudier. Benefit transfer af resultater fra tidligere studier er også anvendt.

Uden tests af usikkerheden ved benefit transfer fra udlandet til danske forhold kan det ikke anbefales at anvende de udenlandske erfaringer til direkte anvendelse i Danmark. Dvs. At der bør udføres primære studier der kan anvendes som test-grundlag. De udenlandske resultater er dog alligevel policy relevante i en dansk kontekst, idet de demonstrerer at implementeringen af VRD tiltag er forbundet med robuste og høje benefit-cost ratioer. Endvidere indikerer et af studierne (det engelsk/skotske) at ikke-brugsværdierne - dvs. eksistensværdien og værdien for fremtidige generationer – er stor, nemlig 75% af den samlede estimerede værdi. I relation til denne form for resultater kan det være vigtige at teste for hvor stabile præferencerne er; desto mere velkendte goderne er jo mere robuste og stabile kan man regne med at præferencerne er, mens de kan

være ustabile hvis godet ikke er kendt for respondenterne. Hvorvidt de omtalte ikke-brugsværdier er kendte eller ukendte for respondenterne er ikke beskrevet i de tilgængelige beskrivelser af studierne. Endvidere kunne en diskussion af, hvornår gevinsterne indtræder være interessant, idet beskrivelserne af studierne kan tyde på at man har forudsat at effekterne indtræder umiddelbart efter beskyttelsen finder sted.

Der er ikke udført mange danske CBA'er, men de udførte viser ligesom de udenlandske en positiv benefit cost ratio ved miljøprojekter. Denne benefit-cost ratio er i forbindelse med projektet i Store Åmose blevet karakteriseret som værende høj. I såvel Åmose projektet som Skjern Å er det ikke-brugsværdier i form af eksistensværdier som udgør den største del af gevinsterne. Spørgsmålet og usikkerheden knytter sig til om de estimerede eksistensværdier er realistiske approksimationer af den marginale nytte ved ændringer i fx biodiversiteten, og om hvor robuste de er.

Det er et dansk forskningsprojekt i gang i 2006 og 2007 der undersøger forklaringer og løsninger på at de udførte værdisætningsstudier viser høje betalingsviljer. Generelt er det vigtig at være opmærksom på at værdisætningsstudier opgør betalingsviljen af befolkning som "alt andet lige", dvs. man spørger efter betalingsviljen for et bestemt scenario under forudsætning af at andre udgifter i husholdningerne forbliver på det samme niveau. Værdien for forøget biodiversitet i Åmose projektet er et eksempel, hvor resultaterne viser at befolkningen er villig til at betale 500 kr/ person om året for ekstra biodiversitet i Åmosen. Ved at overføre denne betalingsvilje til andre områder, fx Skjern Å området, antages der at betalingsviljen for biodiversiteten der er den samme som for Åmosen. Ved en samtidig gennemførelse af begge projekter vil det faktisk kræve at alle husstande i gennemsnit er villig til at betale 1000 kr. om året for ændringer i biodiversiteten i begge projekter. En marginalt aftagende betalingsvilje er mere realistisk, og resultaterne af det igangværende projekt forventes at vise dette.

Disse problemstillinger er også genstand for undersøgelser i andre lande i relation til VRD; vandproblemstillinger mere generelt samt andre miljø- og naturproblemstillinger.

Det udførte grundvandsstudie opgør benefits ved grundvandsbeskyttelse og rensning af vand, og i relation til VRD er studiet policy-relevant da både værdien af at grundvandet beskyttes således at der opnås sikkerhed for at der kan leveres rent drikkevand fra grundvand i fremtiden samt at der sikres gode vilkår for flora og fauna i vandløb og søer. Formuleringen af gode vilkår er meget generel men er anvendt fordi den afspejler den generelle VRD målsætning om opnåelse af. Dvs. At resultaterne fra grundvandsprojektet kan anvendes på generelt niveau i en cost-benefit vurdering. Resultaterne kan dog ikke anvendes hvis det er ønskeligt at belyse konsekvenserne specifikt for et enkelt vandløb hvor der opnås ændringer i forekomsten af en bestemt fiskeart eller lignende.

Benefit transfer metoden er undersøgt i et projekt for Miljøstyrelsen der er under udgivelse. I dette projekt gives anbefalinger til udførelse af benefit transfer, ligesom der præsenteres eksempler på benefit transfer på danske naturprojekter (Navrud, under udarbejdelse).

Miljøstyrelsen er ligeledes i gang med udarbejdelse af et katalog for enhedspriser på miljø- og naturområdet til brug for velfærdsøkonomiske analyser/CBA.

## Referencer

Andrews, K. (2002) *The Future for Scotland's Waters: Analysis of Costs and Benefits*. June 2002, [www.scotland.gov.uk/Publications/2002/07/15179](http://www.scotland.gov.uk/Publications/2002/07/15179).

Bateman I., A. Jones, N. Nishikawa & R. Brouwer (2000) *Benefits transfers in theory and practice. A review*. CSERGE working paper 2000-25

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. & Swanson, J. 2002: *Economic Valuation with Stated Preference Techniques. A Manual*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.

Birr-Pedersen, K. and J. S. Schou (unpublished), 'The inclusion of secondary benefits in the cost-effectiveness analysis of nitrogen reduction measures in agriculture'. In preparation.

Bjørner, T.B.B., Russel, C.F., Dubgaard, A., Damgaard, C. & Andersen, L.M. 2000: *Public and Private Preferences for Environmental Quality in Denmark*. SØM publication no 39. AKF forlaget. København

Boiesen, J., Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Strange, N. & Dubgaard, A. (under preparation). *Værdisætning af de danske lyngheder*. Working Paper, KVL, Frederiksberg.

Boardman, A. E., D. H. Greenberg, A. R. Vining and D. L. Weimer (2001) *Cost-benefit Analysis. Concepts and Practice*. New Jersey: Prentice Hall, Inc.

Brouwer, R. (2000). *Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects*. *Ecological Economics*, 32, 137-152.

Brouwer, R., K. Andrews, D. Barton, P. Bauduin, T. Davy, P. Deronzier, I. Dickie, E. Etlinger, F. Fredefon, J. Golay, H. Kirkjebo, O. Larsson, J. Maestu, J. Rákosi and J. Rechenberg (2004) *Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive*. Information sheet prepared by Drafting Group ECO2 Common Implementation Strategy, Working Group 2B. RIZA working document nr.: 2004.203X, December 2004, Lelystad, The Netherlands.

Brouwer, R. and P. Strosser eds. (2004) *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive. An overview of European practices*. Workshop Proceedings 26 March 2004. RIZA Working Paper 2004.112x, Beurs van Berlage, Amsterdam.

Christensen, T., Mørkbak, M., Hasler, B., Lundhede, T., Porsbo, L.J. & Christoffersen, L.B. 2006: *Information, risk perception and consumer behaviour. - a choice experiment on food safety and animal welfare*. Food and Resource Economic Institute. - Report / Food and Resource Economic Institute 180: 267 pp. Available at: <http://www.kvl.foi.dk/upload/foi/docs/publikationer/rapport180.pdf>

COWI (1998) *Skjern Å Naturprojekt, Samfundsøkonomisk Analyse*. Skov- og Naturstyrelsen,

Dubgaard, A. (1996) *Economic Valuation of Recreation in Mols Bjerge*. Copenhagen: AKF Forlaget.

Dubgaard, A., M. F. Kallesøe, M. L. Petersen, C. Damgaard and E. H. Erichsen (2002) *Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse*. København.

Dubgaard, A., M. F. Kallesøe, M. L. Petersen and J. Ladenburg (2001) *Velfærdøkonomiske beregninger vedrørende de flersidede samfundsmæssige costs og benefits ved det gennemførte naturgenopretningsprojekt i Skjernå-dalen*. Udarbejdet til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhjelmsudvalgets arbejde med at frembringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse,

Dubgaard, A., M.F. Kallesøe, J. Ladenburg & M.L. Petersen 2005: *Cost-benefit analysis of the Skjern River restoration in Denmark*, in R. Brouwer & D. Pearce (Eds.): *Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, 2005 [pp 124-150

Finansministeriet (1999) *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*.

Fisher, J. (2004): *Practical Experiences in England and Wales*. In: Brouwer, R. and P. Strosser (eds.): *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive, Workshop Proceedings, Beurs van Berlage, Amsterdam*, RIZA Working Paper 2004.112x. pp.37-42.

Fredefon, F. and Y. Laurans (2004): *Practical Experiences in France*. In: Brouwer, R. and P. Strosser (eds.): *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive, Workshop Proceedings, Beurs van Berlage, Amsterdam*, RIZA Working Paper 2004.112x. pp.13-19.

Hanley, N., R. E. Wright and B. Alvarez-Farizo (2006, 'Estimating the Economic Value of Improvements in River Ecology Using Choice Experiments: An Application to the Water Framework Directive'. *Journal of Environmental Management* 78(2006), 183-193.

Hasler, B. C., C. Damgaard, E. Erichsen, J. J. Jørgensen and H. E. Kristoffersen (2002) *De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning - værdisætning af naturgoder med husprismetoden*. AKF rapport, November 2002, AKF, Copenhagen.

Hasler, B., Schou, J.S. & Andersen, M.S. 2004: *Forprojekt til værdisætning af grundvand*. Miljøstyrelsen. -Miljøprojekt 969: 67 s. (elektronisk). Available at <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2004/87-7614-465-8/pdf/87-7614-466-6.pdf>

Hasler, B., T. Lundhede, L. Martinsen, S. Neye & J.S. Schou. 2005a: *Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice experiments and Contingent Valuation*, NERI Technical Report no. 543. Findes på: [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk)

Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S.T. & Schou, J.S. 2005b: *Værdisætning af beskyttelse og rensning af grundvand*. Miljøstyrelsen. - Miljøprojekt 1030: 86 s. (elektronisk). Findes på: [http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614 ... -7614-752-5.pdf](http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614...-7614-752-5.pdf)



Hirschfeld, J., A. Dehnhard and J. Dietrich (2005), 'Socioeconomic analysis within an interdisciplinary spatial decision support system for an integrated management of the Werra River Basin'. *Limnologica* 35, 234-244.

Jacobsen, B. 2006: *In search of cost-effective measures. Danish report on the use of cost effectiveness analysis when implementing the EU Water Framework Directive. 2nd Draft. Fødevareøkonomisk Institut*

Jacobsen J., B. Jellesmark Thorsen, J.H. Boisen, S. Anthon & J. Tranbjerg 2006: *Værdisætning af syv mulige nationalparker i Danmark Center for Skov, Landskab og Planlægning, KVL. 63 ss.*

Leggett, C. G. and N. E. Bockstael (2000), 'Evidence of the effects of water quality on residential land prices'. *Journal of Environmental Economics and Management* 39(2), 121-144.

Lundhede, T., B. Hasler and T. Bille (2005) *Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland. København.*

Maestu, J., J. A. Alvarez and C. M. Gomez (2004): *Practical Experiences in Spain. In: Brouwer, R. and P. Strosser (eds.): Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive, Workshop Proceedings, Beurs van Berlage, Amsterdam, RIZA Working Paper 2004.112x. pp.23-29.*

Michael, H. J., K. J. Boyle and R. Bouchard (2000), 'Does the Measurement of Environmental Quality Affect Implicit Prices Estimated from Hedonic Models?' *Land Economics* 76(2), 283-298.

Miljøministeriet 2003: *Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven), Lov nr. 1150 af 17/12/2003.*

Miljøstyrelsen 2005 a: *Økonomisk analyse i forbindelse med basisanalyse". [www.mst.dk/vandmiljo](http://www.mst.dk/vandmiljo)*

Miljøstyrelsen 2005 b *Samfundsøkonomisk analyse af naturgenopretnings- og kultursikringsprojekt af den østre del af Åmosen. Miljøprojekt nr. 1043.*

Møller, F., S. P. Andersen, P. Grau, H. Huusum, T. Madsen, J. Nielsen and L. Strandmark (2000) *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. København: Miljø-og Energiministeriet.*

Navrud 2004 "Value transfer and environmental policy" in: Tietenberg, T. and H. Folmer (eds.) 2004: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.*

Navrud, S. (Udkast) *Practical tools for value transfer in Denmark - guidelines and an example. Miljøstyrelsen, København.*

Olsen, S. B. & Lundhede, T. 2005: *Rekreative værdier ved konvertering til naturnær skovdrift. En værdisætningsundersøgelse udført vha. metoden Discrete Choice Experiments. Specialrapport, akf-forlaget.*

OECD(2006): *Cost benefit analysis and the environment. Recent developments.*

Parsons, G. R. (2003), 'The Travel Cost Model', in P. Champ, K. J. Boyle and T. Brown, eds., *A Primer on Nonmarket Valuation*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Schaafsma, M. and R. Brouwer (2006) *Overview of existing guidelines and manuals for the economic valuation of environmental costs and benefits*. Report number WP 06/07, DRAFT. March, 2006, vrije Universiteit amsterdam / IVM, Amsterdam.

Termansen, M., C. J. McClean and R. Scarpa (2004) *Economic Valuation of Danish Forest Recreation Combining Mixed Logit Models and GIS*. Paper presented at the Association of Environmental and Resource Economicists Conference. Budapest, Hungary.

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

WATECO (2003) *Economics and the Environment - The Implementation Challenge of the Water Framework Directive*. Guidance document no. 1, Working Group 2.6 - WATECO. European Communities,

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