

6 Prioritering af miljøindsatsen

Valget af miljøforanstaltninger omfatter to prioriteringsproblemstillinger: 1) Afvejning af benefits og costs af miljøindsatsen - hvor omfattende skal denne indsats være, og hvor mange øvrige forbrugsmuligheder vil man afgive for at opnå de ønskede miljøforhold? 2) Sammensætning af en efficient miljøindsats - dvs. hvordan minimerer man tabet af andre forbrugsmuligheder for at opnå givne miljømålsætninger?

Begge prioriteringsproblemstillinger løses gennem samfunds- og miljømæssige overvejelser, der både omfatter økonomiske, etiske og sociale analyser. Disse baseres i vid udstrækning på de gennemførte konsekvensberegninger, men kan i visse tilfælde også inddrage andre forhold end de konsekvensrelaterede - fx pligt-mæssige forhold.

Nogle af de mest benyttede analysemetoder i forbindelse med prioriteringsovervejelserne er:

- Cost-effectiveness analyse - omkostningsminimering
- Cost-benefit analyse - velfærdsøkonomiske analyser af velstandsændringer
- Fordelingsanalyser - hvem hhv. vinder og taber ved miljøforanstaltningerne?
- Multikriteriebeslutningstagen - prioritering ud fra subjektive præferencer
- Vurdering af strukturelle aktivitetsændringer - regulering ved brug af økonomiske styringsmidler
- Bottom up og top down analyser - projektrelaterede foranstaltninger og styringsmæssige indgreb

De forskellige analysemetoder præsenteres i det følgende.

6.1 Cost-effectiveness analyse

Omkostningseffektiv miljøindsats

Cost-effectiveness analysen gennemføres med henblik på at løse den af de to omtalte prioriteringsproblemstillinger, der vedrører sammensætningen af en efficient miljøindsats, hvor omkostningerne ved at opnå en given miljøgevinst eller opfylde en given miljømålsætning ønskes minimeret. Hensigten med analysen er at finde frem til de mest omkostningseffektive foranstaltninger.

Der arbejdes reelt med tre forskellige omkostningsbegreber, som bestemt ikke altid holdes tilstrækkeligt klart ude fra hinanden:

- Budgetøkonomiske omkostninger
- Nationaløkonomiske omkostninger
- Velfærdsøkonomiske omkostninger

Budgetøkonomiske omkostninger

Med budgetøkonomiske omkostninger forstås de netto-udgifter, der vil være forbundet med at gennemføre de overvejede miljøforanstaltninger. Omkostningerne opgøres som de i markedspriser - typisk faktorpriserne ekskl. afgifter og subsidier - beregnede udgifter eller indtægtstab ved at gennemføre den overvejede foranstaltning. De budgetøkonomiske omkostningsberegninger omfatter normalt både en opgørelse af de samlede budgetøkonomiske omkostninger og en opgørelse af hvem, der lider indkomstab - fx staten, kommunerne, virksomhederne eller husholdningerne. Anvendelsen af de budgetøkonomiske omkostninger som omkostningsmål er vidt udbredt i forbindelse med de såkaldte bottom up analyser, hvor man gennem optimeringspro-

cedurer forsøger at sammensætte den billigste "teknologiske pakke", der kan føre til den opstillede miljømålsætnings opfyldelse.

Nationaløkonomiske omkostninger

Med nationaløkonomiske omkostninger forstås omkostningerne for samfundet i form af mistet netto-nationalprodukt, NNP. NNP er et mål for den samlede økonomiske netto-værditilvækstskabelse i samfundet i løbet af et år. Den beregnes som brutto-værditilvækstskabelsen BNP fratrukket de beregnede afskrivninger på produktionskapitalen. Forudsat at denne kapital ønskes bevaret, angiver NNP for et givet år værdien af det maksimalt mulige forbrug af markedsomsatte goder samt offentligt forbrug. En reduktion i NNP er altså udtryk for en reduktion i disse muligheder, hvilket repræsenterer en omkostning for samfundet. Ved opgørelsen af miljøforanstaltningernes nationaløkonomiske omkostninger tages der normalt i et vist omfang hensyn til den adfærdsmæssige tilpasning i samfundet, som vil blive resultatet af de analyse-rede miljøforanstaltninger - dette i modsætning til den budgetøkonomiske bottom up analyse, som ikke omfatter disse tilpasningsmekanismer. Til at beskrive tilpasningen benyttes de i afsnit 5.4 omtalte miljøøkonomiske makro- og sektormodeller. Den nationaløkonomiske analyse benyttes da også især i forbindelse med vurderingen af styringsmæssige indgreb, der sigter mod at påvirke adfærden i samfundet.

Hverken det budgetøkonomiske eller det nationaløkonomiske omkostningsbegreb omfatter andre konsekvenser end de rent økonomiske - dvs. produktionsfaktor- og råvareforbrug samt værdien af den indenlandske og udenlandske efterspørgsel (privat og offentligt forbrug, private og offentlige investeringer samt eksport). Omkostningsberegningerne omfatter ikke miljøforanstaltningernes konsekvenser for andre miljøkvalitetsforhold end lige netop det forhold, foranstaltningerne sigter mod at påvirke, og de tager ikke tilstrækkeligt højde for, at foranstaltningerne påvirker de relative priser i samfundet og dermed vanskeliggør en entydig opgørelse af omkostningerne.

Velfærdsøkonomiske omkostninger

Disse forhold søges inddraget i forbindelse med opgørelsen af de velfærdsøkonomiske omkostninger, der skal opfattes som en indikator på foranstaltningernes velstandsmæssige konsekvenser for befolkningen. De velfærdsøkonomiske omkostninger omfatter principielt også værdien af miljøforanstaltningernes konsekvenser for andre miljøforhold end dem, foranstaltningerne primært sigter mod at påvirke, og de tager gennem det udviklede velstandsændringsmål - Equivalent Variation - eksplicit hensyn til ændringerne i de relative priser. De velfærdsøkonomiske omkostninger er hidtil primært blevet opgjort i forbindelse med cost-benefit analyser af enkeltstående projekter samt i nogen udstrækning i forbindelse med rangordning af tekniske foranstaltninger med henblik på opfyldelsen af en given miljømålsætning. Der er dog intet principielt, der forhindrer, at de velfærdsøkonomiske omkostninger også kan beregnes for reguleringsmæssige indgreb - jf. afsnit 6.5. Dette er blot vanskeligere i praksis.

Diskonteringsproblemet

Uanset hvilket omkostningsbegreb man vælger at arbejde med, må omkostningerne opgøres over en længere periode. Dette giver anledning til det velkendte diskonteringsproblem - hvilken vægt skal omkostninger i forskellige perioder tillægges. I forbindelse med nationaløkonomiske analyser er der reelt tradition for at se bort fra problemet. Omkostningerne angives som reduktionen i NNP i et givet år - i forhold til hvad NNP ellers ville have været i det pågældende år. Som sammenligningsår vælges normalt et fremtidigt år, hvor økonomien forventes at være i ligevægt - både før den betragtede miljøforanstaltning bliver gennemført, og efter at den er blevet gennemført. I forbindelse med såvel budgetøkonomiske som velfærdsøkonomiske analyser løses diskonteringsproblemet normalt på traditionel vis gennem diskontering med en passende valgt kalkulationsrente. Der kan både argumenteres mod at anvende en kalkulationsrente på nul og mod at anvende en "relativt høj" rente, der afspejler de alternative afkastmuligheder. Imellem disse to yderpunkter må den tidspræferencebestemte kalkulationsrentes størrelse imidlertid siges at være indetermineret. Hermed tilføjes omkostningsberegningerne et betydeligt usikkerhedselement, ud over det der er knyttet til opgørelsen af foranstaltningernes konsekvenser og til valget af beregningspriser.

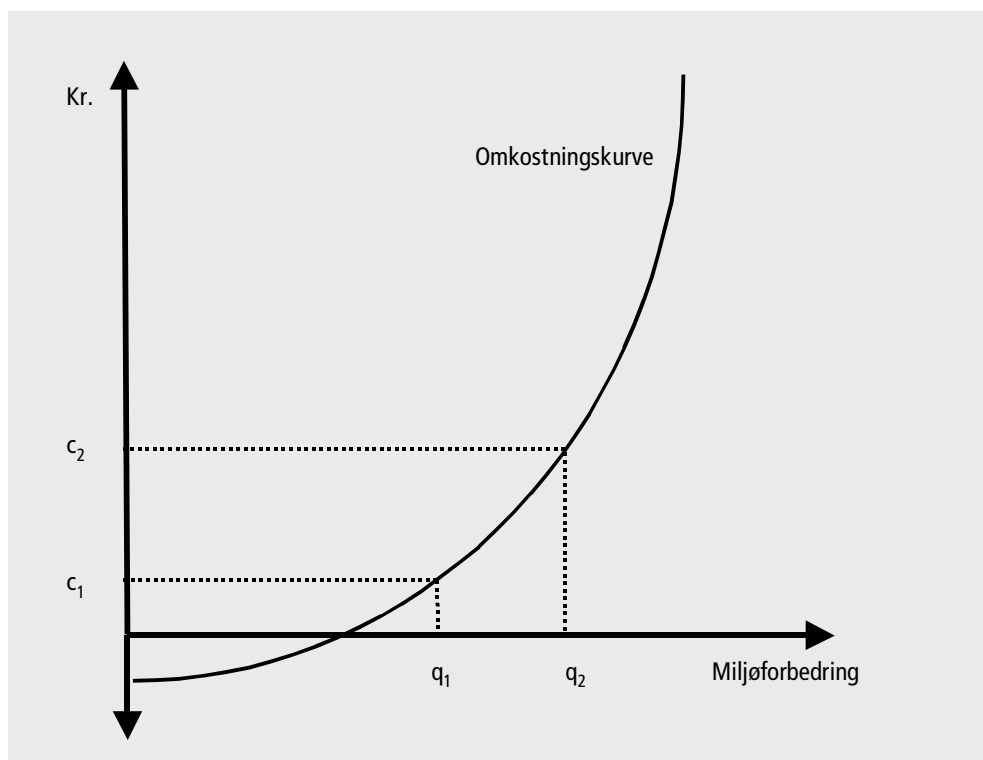
Omkostningskurven Hensigten med cost-effectiveness analysen er som nævnt at finde frem til de mest omkostningseffektive foranstaltninger. Dette sker ved at opstille en såkaldt omkostningskurve for opfyldelsen af en given miljømålsætning. Herved forstås en kurve, der for stigende grader af miljøforbedring viser de hermed forbundne omkostninger. I figur 6.1 er vist et eksempel på en sådan kurve.

Det ses, at sættes miljømålsætningen til q_1 , kan de hermed forbundne omkostninger opgøres til c_1 , mens den lidt mere ambitiøse målsætning q_2 kræver, at der afholdes omkostninger svarende til c_2 . Visse mere beskedne miljømålsætninger kan i dette tilfælde ligefrem opfyldes med negative omkostninger til følge. Dette er udtryk for, at samfundets ressourcer ikke anvendes efficient i udgangssituationen.

Omkostningerne kan både opgøres som totale og marginale omkostninger. Normalt vil man vælge at angive de marginale omkostninger. Hermed bliver det muligt direkte at aflæse, hvor meget det vil koste at skærpe målsætningen yderligere. Den marginale omkostning kan herefter for hver målsætningsniveau sammenholdes med de miljømæssige fordele ved yderligere at skærpe målsætningen. Hermed bliver det muligt at vurdere, om man overhovedet finder det rimeligt at foretage en sådan skærpelse. De totale omkostninger ved at opfylde en given målsætning kan i øvrigt altid opgøres som arealet "under" den marginale omkostningskurve.

Konstruktion af omkostningskurve Udgangspunktet for opstillingen af omkostningskurven er i praksis en beskrivelse af de mange mulige foranstaltninger og projekter, som kan bidrage til, at den ønskede miljøforbedring opnås. For hver foranstaltning og projekt opgøres miljøeffekten og omkostningerne. Omkostningsfunktionen kan herefter konstrueres i en række trin.

Figur 6.1 **Omkostningskurve**



1. trin Først foretages en simpel rangordning af projekterne efter deres omkostningseffektivitet - altså størrelsen af omkostningerne pr. miljøgevinst. Projektet med størst omkostningseffektivitet - laveste omkostninger pr. miljøgevinst - rangordnes selvsagt som nummer 1, projektet med næststørst omkostningseffektivitet som nummer 2, og så fremdeles. Resultatet af rangordningen kan illustreres ved en trappeformet kurve som vist i figur 6.2. Hvert "trin" på kurven er konstrueret således, at bredden angiver, hvor stor miljøgevinst der opnås ved at gennemføre det pågældende projekt, og høj-

den angiver, størrelsen af projektets omkostninger pr. miljøgevinst. Arealet af hver "projektsøjle" angiver således de samlede omkostninger ved projektet.

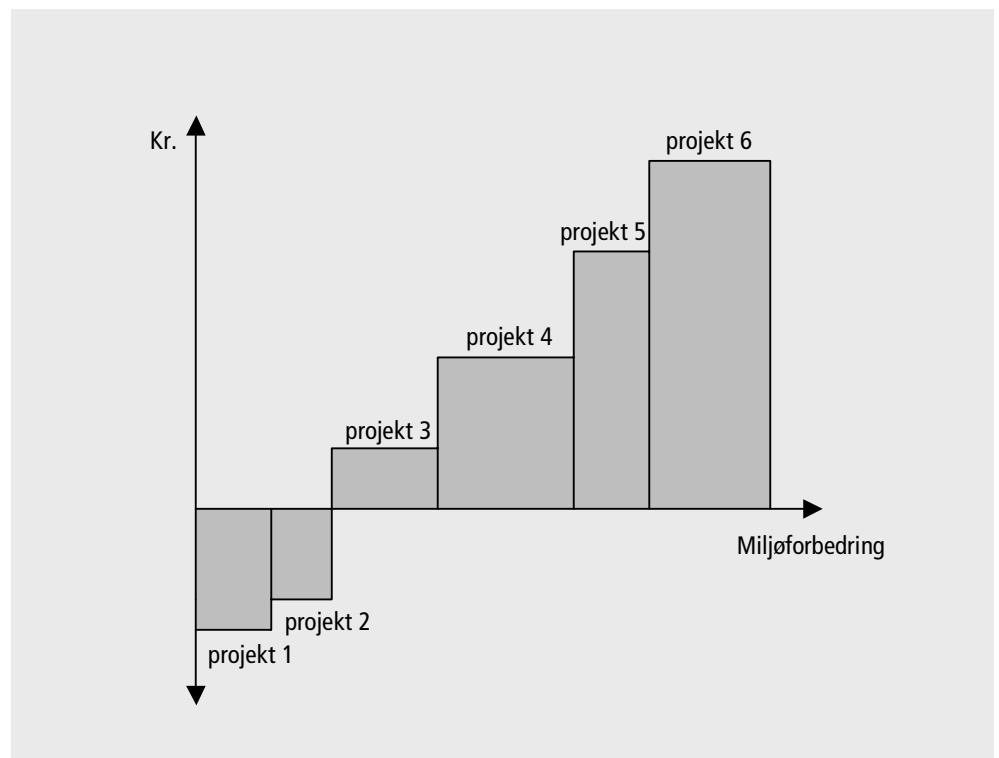
2. trin
Gensidigt udelukkende projekter

Trappeomkostningskurven skal kun opfattes som et allerførste bud på den egentlige omkostningskurves udseende. Kurven omfatter alle de projekter, som man har valgt at analysere, og den giver et billede af, hvorledes de i omkostningsmæssig henseende er placeret i forhold til hinanden, men der er ikke taget højde for, at nogle af projekterne muligvis gensidigt udelukker hinanden. Man kan fx ikke reducere SO₂-emissionerne fra et kraftværk ved både at gå over til naturgasfyring og ved at etablere svovlrensning. Indføringen af naturgassen overflødiggør i sig selv svovlrensningen. Dette betyder dog ikke, at beregningen af de gensidigt udelukkende projekters omkostningseffektivitet er overflødig. Beregningen er nødvendig for at kunne afgøre, hvilket af de gensidigt udelukkende projekter der er mest omkostningseffektivt. Det er herefter dette, som bør indgå i konstruktionen af omkostningskurven. Ved at se bort fra de dyreste af de gensidigt udelukkende projekter kan der herefter konstrueres en revideret trappeomkostningskurve, som i højere grad end den, der blev resultatet af den simple rangordning, svarer til den egentlig omkostningskurve.

3. trin
Betinget rangorden

Ud over at nogle af de betragtede projekter kan være gensidigt udelukkende, kan der også være andre afhængighedsforhold mellem projekterne. Dette vil vise sig i opgørelsen af projekternes konsekvenser, hvor konsekvenserne af det enkelte projekt i visse tilfælde afhænger af, hvilke andre projekter der gennemføres - fx vil den potentielle emissionsreduktion ved SO₂-rensning på kraftværkerne ikke blive så stor i en situation, hvor der også gennemføres elbesparende foranstaltninger, som i en situation uden sådanne foranstaltninger.

Figur 6.2 **Simpel rangordning - trappeomkostningskurve**



Der kan tages højde for en del af denne indbyrdes afhængighed ved at konstruere omkostningskurven på basis af en såkaldt betinget rangordning. Dette sker ved først at vælge den simple rangordnings mest omkostningseffektive projekt. Dernæst omvurderes de resterende projekter under hensyntagen til, at det mest effektive projekt antages at være gennemført. Det mest omkostningseffektive projekt i denne nye situation indsættes herefter som projekt nummer 2 i trappeomkostningskurven. Projekt nummer 3 findes på tilsvarende måde efter en omvurdering af de resterende projekter under forudsætning af, at projekt nummer 1 og 2 gennemføres - og så fremdeles.

Hvorvidt den reviderede trappeomkostningsfunktion baseret på betinget rangordning af projekterne vil ligge over eller under den simple rangordnings omkostningsfunktion, afhænger af, i hvilken udstrækning projekterne understøtter hinanden. Det er vanskeligt i praksis at tage højde for alle indbyrdes afhængighedsforhold mellem projekterne, men ved at gennemføre den betingede rangordning vil man normalt være nået et væsentligt stykke i retning af den "sande" omkostningsfunktion, som viser minimumsomkostningerne ved at opnå forskellige niveauer af miljøforbedringer.

*4. trin
Scenariebaseret
omkostningskurve*

Afhængighedsforholdene mellem de forskellige potentielle projekter og foranstaltninger kan måske endnu bedre opfanges ved at udforme egentlige scenarier bestående af flere projekter og foranstaltninger og herefter opgøre omkostninger og miljøgevinster forbundet med det enkelte scenarie. Ved udformningen af scenarier kan man forsøge at kombinere de mest "lovende" positive samspilsforhold mellem projekterne. Man kan efterfølgende rangordne de simulerede scenarier efter omkostningseffektivitet, og en omkostningskurve kan indtegnes i koordinatsystemet som "indhylingskurve" for de beregnede omkostningseffektiviteter.

Den scenariebaserede omkostningskurve repræsenterer en forbedring i forhold til den betingede rangordning, men den lider fortsat under et par svagheder. Det kan for det første være vanskeligt i praksis at konstruere scenarierne, så de fremtræder realistisk, og for det andet er kurven ikke udtryk for den absolut mest omkostningseffektive måde at opnå miljøgevinsten på.

Den første svaghed vedrørende vanskelighederne ved at konstruere realistiske scenarier hænger sammen med, at de samfundsmæssige aktiviteter er underkastet en række tekniske, adfærdsmæssige og lovmæssige bindinger, som det er vanskeligt at have fuldt overblik over. Man kan udmærket forestille sig meget gennemgribende omstruktureringer på fx energi-, landbrugs- og trafikområdet, som vil indebære betydelige miljøgevinster, men som i lyset af de omfattende investeringer, der allerede er foretaget, den adfærd befolkningen udviser, og de fordelingsmæssige konsekvenser, som bliver resultatet heraf, ikke er realistiske inden for en overskuelig fremtid. Det er altså ved scenarieformuleringen særdeles vigtigt at være opmærksom på disse bindinger.

*5. trin
Egentlig
omkostningsminimering*

Den anden svaghed, som skyldes, at den konstruerede omkostningskurve ikke nødvendigvis afspejler de minimale omkostninger ved at opnå forskellige niveauer af miljøgevinster - man har ikke fået formuleret de bedst mulige scenarier - kan selvsagt kun afhjælpes ved at basere scenarieudformningen på en egentlig optimeringsprocedure. Denne skal sikre, at projekterne eller foranstaltningerne sammensættes på en sådan måde, at de marginale omkostninger ved hver foranstaltning er ens, samtidig med at summen af de enkelte foranstaltningers gevinster svarer til den ønskede samlede gevinst.

En egentlig omkostningsminimering kan imidlertid ikke ligesom den simple eller betingede rangordning foretages på grundlag af en endelig række af velafgrænsede projekter og foranstaltninger. Man må i realiteten for hver foranstaltningstype opstille separate omkostningsfunktioner, der for hver potentiel miljøgevinst viser omkostningerne ved at opnå gevinsten ved brug af netop denne foranstaltningstype. På energiområdet kan der fx med henblik på at reducere SO₂-emissionerne være tale om at opstille omkostningsfunktioner for udbygning af naturgasforsyningen, for forskellige grader af røgrønsning, for isolering af bygninger osv.

Den skitserede omkostningsminimeringsprocedure må principielt anses for den ideelle måde at konstruere omkostningsfunktionen på. Der er dog en række praktiske problemer forbundet hermed. Det er i sig selv vanskeligt at opstille omkostningsfunktioner for de forskellige foranstaltningstyper, og omkostningsminimeringen bliver aldrig bedre, end den betragtede mængde af foranstaltningstyper giver mulighed for. Man kan således ikke være sikker på, at alle relevante typer er omfattet af analysen, men dette er selvsagt et generelt problem ved samfundsmæssig prioritering.

<i>Strukturelle ændringer</i>	Det har ved opstillingen af omkostningsfunktionen været forudsat, at hverken det enkelte projekt eller kombinationen af projekter vil påvirke de relative priser i samfundet. Omkostningerne ved de enkelte projekter har derfor kunnet opgøres under forudsætning af, at de relative priser forbliver upåvirket af projekterne. Situationen stiller sig imidlertid anderledes, hvis enten et af projekterne eller kombinationen af flere projekter indebærer så store aktivitetsændringer i samfundet, at de relative markedspriser må forventes at blive påvirket heraf. Sådanne aktivitetsændringer benævnes normalt strukturelle ændringer i modsætning til de hidtil behandlede marginale ændringer. Opgørelsen af omkostningerne ved strukturelle aktivitetsændringer omtales i afsnit 6.5.
<i>Styringsmæssige indgreb</i>	Fremstillingen af cost-effectiveness analysen og den hertil knyttede opbygning af en omkostningsfunktion har alene omfattet projekter og andre nøje specificerede ændringer i de samfundsmæssige aktiviteter. Det er ikke specificeret, hvorledes aktivitetsændringerne konkret tænkes tilvejebragt. Der er som omtalt i afsnit 4.6.1 mange muligheder - en beslutning fra de offentlige myndigheders side om at gennemføre et projekt, love eller påbud til den private sektor om at ændre visse aktiviteter, økonomiske styringsmæssige indgreb såsom tilskud og afgifter etc. Anvendelsen af administrative og økonomiske styringsmidler giver anledning til særlige vurderingsproblemer. For det første er det nødvendigt at beskrive, hvilke aktivitetsændringer der må forventes at indtræffe som følge af indgrebene, og for det andet indebærer i hvert fald brugen af økonomiske styringsmidler i sig selv, at de relative priser i samfundet påvirkes. Disse problemstillinger vil blive taget op i afsnit 6.6, hvor også mulighederne for at anvende de i afsnit 5.4 omtalte økonomiske modeller i forbindelse med opgørelsen af omkostningerne ved styringsmæssige indgreb diskuteres.

Miljøstrategier Omkostningsopgørelser i tilknytning til strukturelle ændringer og styringsmæssige indgreb er helt centrale i forbindelse med opbygningen af egentlige miljøstrategier - fx for affaldsbehandling, næringsstofbelastning, pesticidbelastning, naturgenopretning, bygningsbevaring etc. Sådanne strategier bør opbygges således, at den opstillede miljømålsætning opnås ved afholdelse af færrest mulige omkostninger. Dette kan ske gennem anvendelse af mange forskellige indgrebsmuligheder omfattende såvel fysisk planlægning af projekter som styringsmæssige indgreb. Det er derfor vigtigt at vurdere de praktiske muligheder for at sammensætte en sådan omkostningseffektiv kombination af indgreb - jf. i øvrigt afsnit 6.7.

6.2 Cost-benefit analyse

Der blev i afsnit 6.1 argumenteret for anvendelsen af det brede velfærdsøkonomiske omkostningsbegreb i forbindelse med omkostningsberegningerne under den integrerede miljøplanlægnings respons-del. Der skal i det følgende gøres nærmere rede for dette omkostningsbegreb, der udspringer af den velfærdsøkonomisk baserede cost-benefit analyse. Denne analyseform bidrager til løsningen af begge de indledningsvist omtalte prioriteringsproblemer - dvs. både 1) afvejning af benefits og costs af miljøindsatsen med henblik på bestemmelsen af dens omfang og 2) omkostningsminimering med henblik på at minimere tabet af andre forbrugsmuligheder for at opfylde givne miljømålsætninger.

Utilitaristisk konsekvens-etisk vurderingsgrundlag Cost-benefit analysen er den mest operationaliserede form for velfærdsøkonomisk analyse. Analysen bygger på et utilitaristisk konsekvens-etisk grundlag, ifølge hvilket man bør handle således, at der skabes størst mulig velfærd. Alle personers velfærd tillægges lige stor vægt i det samlede regnestykke, og den enkelte persons velfærd afhænger af, hvilke goder vedkommende opnår, og af vedkommendes præferencer over for goderne - dvs. hvilke relative nytter vedkommende opnår af de forskellige goder.

Arrow's umulighedsteorem Et særdeles centralt resultat fra den velfærdsøkonomiske teori er det såkaldte Arrow's umulighedsteorem - se fx Sen (1970). Dette angiver, at hvis de enkelte personers præferencer alene kan udtrykkes ordinalt - dvs. personerne alene kan udtrykke, at de

foretrækker ét gode for et andet og ikke, hvor meget mere de foretrækker det - er det ikke selv med nogenlunde rimelige antagelser om de enkelte personers præferencer muligt ud fra disse at udlede en samlet entydig præferencestruktur for hele befolkningen. Inden for den såkaldte social choice teori er der arbejdet videre ud fra dette resultat, uden at der er fundet en acceptabel endegyldig løsning på problemet.

Velfærdsfunktion Hvis man ønsker et samlet udtryk for befolkningens præferencer, er man derfor nødt til at gøre stærkere antagelser om de enkelte personers evner til at udtrykke deres præferencer. Det kan vises, at hvis disse kan udtrykkes kardinalt - dvs. at personerne ikke alene kan rangordne nytten af de enkelte goder, men også angive den relative styrke af nytten - hvis de kan sammenlignes mellem personer, og hvis personernes nytte alene afhænger af deres eget godeforbrug, da er det muligt at opstille en entydig præferencestruktur - en såkaldt velfærdsfunktion - for hele befolkningen.

Disse krav til de enkelte personers præferencer kan bestemt diskuteres, hvad de i høj grad også er blevet - se fx Ng (1979). På den ene side forekommer det ikke urimeligt at antage, at personerne i mange tilfælde kan udtrykke præferencerne kardinalt. Når en person er villig til at betale dobbelt så meget for ét gode som for et andet, kan det udmærket fortolkes som, at den marginale nytte af godet - afgjort ikke den totale nytte - er dobbelt så stor. På den anden side virker det ikke rimeligt, at de enkelte personers nytte antages at være uafhængig af andre personers nytte eller godeforbrug. Diskussionen skal ikke forfølges videre her, men de nævnte temmelig stærke krav til præferencernes egenskaber er værd at have i erindring, når den velfærdsøkonomiske tankegang i praksis forsøges omsat i en kvantitativ velstandsindikator.

Konsekvensbeskrivelse Den velfærdsøkonomiske teori er som omtalt i praksis især blevet udmøntet i udformningen af det metodiske grundlag for cost-benefit analyse - jf. Dasgupta, Sen & Marglin (1972), Pearce & Nash (1981) og Møller (1984). Denne analyseform sigter både mod at vurdere den absolutte og relative fordelagtighed af forskellige ændringer i de samfundsmæssige aktiviteter - typisk egentlige projekter. Vurderingsgrundlaget udgøres principielt af ændringernes konsekvenser for samtlige samfundsmæssige forhold, der bidrager til befolkningens nytte. Normalt begrænses konsekvensbeskrivelsen dog til ændringerne i forbrugsmulighederne i videre forstand - dvs. både markedsomsatte forbrugsgoder og ikke-markedsomsatte goder såsom en lang række miljøgoder.

Equivalent Variation og beregningspriser Konsekvenserne opgøres som mængdemæssige ændringer i udbudet af forbrugsmuligheder, der efterfølgende tillægges beregningspriser med henblik på at opgøre den såkaldte Equivalent Variation (EV), som er det foretrukne velstandsændringsmål inden for den velfærdsøkonomiske tradition. EV angiver, hvor meget befolkningen for at opretholde det aktuelle nytteniveau mindst skal have som kompensation for at afstå fra den betragtede ændring. Beregningspriserne, der som nævnt fungerer som indikatorer på befolkningens marginale nytte af de goder, hvis udbud påvirkes af ændringen, fastsættes som befolkningens betalingsvillighed for goderne. For markedsomsatte goder fastsættes beregningspriserne på grundlag af godernes køberpriser, og for de ikke-markedsomsatte miljøgoder er der udviklet en række prisfastsættelsesmetoder - jf. Møller (1996).

Fordelingshensynet - marginal nytte af indkomst Det er endelig afgørende for den betragtede ændrings velfærdsøkonomiske værdi, hvorledes det opgjorte EV bliver fordelt inden for befolkningen. En velhavende person vil alt andet lige kunne udtrykke større betalingsvillighed end en fattig, uden at dette nødvendigvis er udtryk for, at den velhavende opnår større marginal nytte end den fattige. Derfor bør de udtrykte betalingsvilligheder principielt korrigeres for de forskellige personers marginale nytte af indkomst. Denne antages at blive mindre ved højere indkomst, men er ellers særdeles vanskelig at bestemme i praksis.

Den velfærdsøkonomiske cost-benefit analyse og anvendelsen af det velfærdsøkonomiske omkostningsbegreb giver anledning til en række problemer af såvel teoretisk som praktisk karakter. Problemerne er især knyttet til følgende to forhold:

- Prissætning af miljøkvalitetsændringer
- Håndtering af ændringer i de relative priser - herunder i priserne på miljøkvalitetsændringer

Prissætning af miljøkvalitetsændringer

Der foreligger som omtalt i afsnit 4.5.3 en række forskellige indirekte og direkte metoder til prissætning af ændringer i miljøkvaliteten. Ved hjælp af de indirekte metoder - husholdningsproduktionsfunktionen, travel cost metoden, den hedoniske prissætningsmetode - prissættes ændringer i brugsværdien af en række forskellige miljøgoder. Hver metode har sin styrke på et relativt begrænset område. Ved hjælp af de interviewbaserede direkte metoder - contingent valuation - kan ændringen i såvel brugs- som ikke-brugsværdien på de fleste miljøgoder prissættes.

For at benytte metoderne er det nødvendigt at kende de betragtede foranstaltningers konsekvenser for de forskellige dele af miljøkvaliteten - dvs. konsekvenserne for DPSIR-konceptets impacts. Dette er som omtalt i afsnit 5.5 et krav, der er svært at opfylde i praksis. Hertil kommer, at metoderne hidtil primært er blevet benyttet i forbindelse med vurdering af enkeltstående projekter. Dette indebærer, at de estimerede priser på bestemte miljøkvalitetsændringer er estimeret under en "alt andet lige"-forudsætning. Det er tvivlsomt, om disse priser kan benyttes som et egentligt relativt prissæt for de mange forskellige miljøgoder. Opstillingen af en sådant prissæt synes at forudsætte, at priserne på de forskellige miljøkvalitetsændringer estimeres simultant, og i realiteten også simultant med priserne på de markedsomsatte goder. Hvis befolkningen virkelig skal betale for de mange forskellige miljøgoder, vil der genereres et helt nyt sæt relative priser i samfundet.

Ændringer i de relative priser

Mange miljøforanstaltninger har strukturel karakter - dvs. de påvirker de relative priser i samfundet. Ændringen i de relative priser på de markedsomsatte goder kan både beskrives og vurderingsmæssigt håndteres inden for de såkaldte generelle ligevægtsmodeller, der er en særlig type af de i afsnit 5.4 omtalte miljøøkonomiske makromodeller. Det er således muligt ved hjælp af disse modeller at beregne velstandsændringsmålet EV. Det er imidlertid et problem, at de relative prisændringer også omfatter miljøgoderne. Der er indtil videre ikke udviklet modeller, som kan beskrive, hvorledes de relative priser på miljøgoder ændres som følge af forskellig miljøforanstaltninger.

Selv om de velfærdsøkonomiske omkostninger så afgjort må foretrakkes som velstandsændringsmål, må det erkendes, at der er meget lang vej igen, før de kan opgøres på en teoretisk og praktisk betryggende måde. Der er givetvis også grænser for, hvilke konsekvenser det har mening at prissætte - fx konsekvenser for fundamentale kultur- og naturværdier. Dette bør dog ikke føre til, at de langt snævrere og teoretisk væsentligt mindre velfunderede budgetøkonomiske og nationaløkonomiske omkostninger så benyttes i stedet.

6.3 Fordelingsanalyser - hvem vinder og taber ved miljøforanstaltningerne

Den i afsnit 6.1 omtalte cost-effectiveness analyse kan både gennemføres på et budgetøkonomisk og et velfærdsøkonomisk grundlag. Af hensyn til den samlede allokering af samfundets knappe ressourcer bør det velfærdsøkonomiske grundlag for omkostningsberegningerne dog foretrakkes - jf. afsnit 6.2. Ved prioriteringen af miljøindsatsen lægges der imidlertid også ofte vægt på, hvorledes omkostningerne forventes at blive fordelt på befolkningsgrupper, erhverv og institutioner i samfundet. For at belyse disse fordelingskonsekvenser er det derfor vigtigt, at der også foreligger en budgetøkonomisk analyse.

Hvordan forskellige samfundsgrupper stilles økonomisk

Den budgetøkonomiske analyse har som omtalt i afsnit 6.1 til hensigt at beskrive, hvorledes forskellige samfundsgruppers udgifter og indtægter påvirkes af den betragtede miljøforanstaltning. De samfundsgrupper, som normalt er omfattet af analysen,

er staten, kommunerne, EU, forskellige erhverv og forbrugerne (eventuelt fordelt på socioøkonomiske grupper), hvortil undertiden kommer et ønske om at belyse indkomstkonskvenserne fordelt på geografisk tilhørsforhold. Fordelingsanalysen gennemføres med henblik på at undersøge, hvem der hhv. vinder og taber ved foranstaltningens gennemførelse. Herved skabes samtidig grundlag for at vurdere, i hvilken udstrækning der eventuelt er behov for at betale erstatning til taberne.

Finansieringen Hvorledes de omtalte samfundsgrupper påvirkes af en given foranstaltning, afhænger i vid udstrækning af, hvorledes den finansieres, af hvilke kompensationer der ydes, af skatte- og subsidiereglerne i samfundet samt af eventuelle beskæftigelseseffekter af foranstaltningen. Hvis der er tale om en udgiftskrævende foranstaltning, der betales af den offentlige sektor, afhænger fordelingskonskvenserne først og fremmest af, om foranstaltningen finansieres ved at reducere andre udgifter, ved at indføre brugerbetaling eller ved hæve visse skatter eller afgifter. Den kan selvsagt også finansieres gennem optagelse af lån, men dette vil i sidste ende skulle afdrages og forrentes gennem en eller flere af de nævnte finansieringskilder. Er der tale om foranstaltninger, som pålægger erhvervene eller forbrugerne bestemte adfærdsmæssige restriktioner, afhænger fordelingskonskvenserne primært af, hvorledes de pågældende samfundsgrupper tilpasser sig de ændrede udfoldelsesmuligheder. Dette gælder også, hvis der er tale om foranstaltninger - eksempelvis afgifter og subsidier - som virker gennem incitamenter til at ændre adfærden. I dette tilfælde er det endvidere afgørende, om de resulterende udgifts- og indtægtskonskvenser for de offentlige budgetter modsvares af ændringer i andre skatter, afgifter og subsidier.

Mulighederne for at opføre fordelingskonskvenserne Mulighederne for at opføre fordelingskonskvenserne afhænger i høj grad af, hvilke foranstaltninger der er tale om. Ved fysiske planlægningsforanstaltninger kan indkomstkonskvenserne for de forskellige berørte parter i regelen forholdsvis let opgøres, når foranstaltningens produktions- og ressourceforbrugsmæssige konskvenser samt eventuelle erstatningsbetalinger er kendt. Ved de fleste andre foranstaltninger er det imidlertid nødvendigt at benytte en økonomisk makro- eller sektormodel for at kunne beskrive de adfærdsmæssige tilpasninger. De økonomiske makromodeller kan beskrive, hvorledes statens og kommunernes finanser, bruttofaktorindkomsten i forskellige erhverv, og husholdningernes disponible indkomster påvirkes af generelle styringsmæssige indgreb. De økonomiske sektormodeller - fx for landbrugssektoren - kan mere detaljeret beskrive konskvenserne for den pågældende sektors indtjening. Endelig er det ved brug af den såkaldte Lovmodel, muligt at opføre, hvorledes forskellige socioøkonomiske befolkningsgruppers økonomiske vilkår påvirkes af konkrete økonomiske foranstaltninger. Der tages både hensyn til gruppernes skattemæssige forhold, deres modtagelse af indkomstoverførsler og deres forbrugssammensætning, der kan være afgørende for, hvorledes de påvirkes af en given miljøafgift.

6.4 Multikriteriebeslutningstagen - prioritering ud fra subjektive præferencer

Multikriteriebeslutningstagen - multiple criteria decision making (MCDM) - er betegnelsen på en række forskellige prioriteringsmetoder eller beslutningsstøttesystemer. Metoderne hjælper beslutningstageren til på baggrund af en række kriterier systematisk og konsistent at vælge den eller de foretrukne handlemuligheder - jf. Hwang & Masud (1979) og Lindeneg (1993). Metoderne har vundet vid udbredelse i forbindelse med vurderingen af miljøprojekter - se fx Anselin, Meire & Anselin (1989) og Janssen (1992) - samt i forbindelse med udformningen af miljøindeks - jf. afsnit 3.1.6 samt Christensen & Møller (2001). Det er værd at bemærke, at når metoderne anvendes i forbindelse med projektvurdering, sker det med henblik på at prioritere mellem projekter, mens anvendelsen i forbindelse med miljøindeks i højere grad sigter mod at aggregere miljøinformation eller -indikatorer til et talmæssigt udtryk for udviklingen i miljøforholdene set under ét.

Når MCDM-metoderne omtales her i forbindelse med den integrerede miljøplanlægnings respons-del, skyldes det, at de i vid udstrækning kan benyttes som alternativ til

den velfærdsøkonomiske cost-benefit analyse (CBA). Vurderingsgrundlaget i form af den betragtede foranstaltningens konsekvenser - jf. kapitel 5 - er principielt det samme i CBA og MCDM, men MCDM stiller færre krav til konsekvensbeskrivelsen. Fx kræver MCDM ikke ligesom CBA, at miljøpåvirkningsændringernes konsekvenser for miljøtilstanden og levevilkårene beskrives. Dette skyldes, at MCDM bygger på helt andre vurderings- eller sammenvejningsprincipper end den velfærdsøkonomiske CBA.

Få personers præferencer MCDM-metoderne er alle udviklet med henblik på at skulle anvendes af én eller flere beslutningstagere, der er i stand til at udtrykke deres præferencer over for en række prioriteringskriterier. Når metoderne anvendes i forbindelse med udformningen af miljøforanstaltninger, vil "beslutningstageren" ofte være politikerne, som vælger, hvilke økonomiske og miljømæssige værdier der skal danne grundlag for beslutningen - kriterierne - samt hvilken vægt, de enkelte kriterier skal tillægges. I andre tilfælde kan "beslutningstageren" være udvalgte eksperter, udvalgte grupper i befolkningen eller embedsmænd. Hvor den velfærdsøkonomiske CBA's vurderings- og sammenvejningsprincipper hviler på hele befolkningens præferencer over for samtlige velstandsrelevante forhold, er vurderingsgrundlaget og vurderingsprincipperne i MCDM langt mere subjektivt bestemt.

Kriterier For at anvende MCDM-metoderne er det for det første væsentligt, at de relevante kriterier er klart specificeret, og for det andet at kriterierne kan beskrives talmæssigt - fx omkostninger i kr., luftemissioner i tons, besøgstal i antal personer osv. Derfor har metoderne også ligesom CBA begrænset anvendelighed i relation til kriterier eller værdier såsom lighed, retfærdighed, tryghed, frihed osv. - kriterier som det alle er vanskeligt at udtrykke kvantitativt. Til gengæld passer kravene om klart specificerede kriterier og kvantificerbarhed udmærket ind i en beslutningssammenhæng.

Et udvalg af MCDM-metoderne er nærmere beskrevet i afsnit 3.1.6 vedrørende miljøindeks. Denne beskrivelse suppleres her med en kort beskrivelse af deres anvendelsesmuligheder i relation til prioritering af miljøindsatsen.

Distance to target metoden Distance to target metoden kan benyttes i en situation, hvor en række forskellige kriterieværdier ønskes sammenvejet til en enkelt værdi, uden at der foreligger information om de nødvendige sammenvejningsvægte. Situationen vedrører typisk prioritering mellem forskellige aktivitetsmuligheder - fx miljøprojekter - der hver resulterer i et sæt kriterieværdier.

Metoden forudsætter, at der for hvert kriterie/indikator opstilles en målsætning for den ønskede værdi - target. Sammenvejningen af de aktuelle kriterieværdier sker herefter ved at summere de relative numeriske forskelle mellem disse og de opstillede målsætningsværdier. Den sammenvejede sum kan fortolkes som et udtryk for, hvor langt den aktuelle situation samlet set befinder sig fra de opstillede målsætninger. Den miljøforanstaltning, som bringer samfundet tættest på de opstillede målsætninger - den sammenvejede sum af afstande er mindst - bør foretrækkes.

Selve sammenvejningen af kriterieværdierne sker ved at tillægges dem samme vægt. Dette er reelt fuldstændig arbitrært, men afspejler ganske godt den situation, for hvilken distance to target metoden er udviklet - nemlig som nævnt en situation, hvor præferencerne over for de enkelte kriterier er ukendte.

Parametriske metode Den parametriske metode kan med hensyn til kravet til information fra beslutningstagerens side opfattes som modsætningen til distance to target metoden. Det forudsættes nemlig ved anvendelsen den parametriske metode, at der foreligger information om de forskellige kriteriers vægte. Man bør vælge den miljøforanstaltning, som maksimerer den vægtede sum af kriterieværdierne.

Den parametriske metode er på grund af dette stærke informationskrav vanskelig at benytte i praksis - de færreste beslutningstagere vil kunne udtrykke de forskellige kriteriers relative vægte i præcise talværdier. Metoden er derimod simpel at benytte i

forbindelse med følsomhedsanalyser, hvor det undersøges, hvorledes prioriteringen mellem forskellige aktivitetsmuligheder varierer med kriterievægtene.

Analytical hierarchy process (AHP) eller Saaty's metode Analytical hierarchy process (AHP) ligger med hensyn til kravet til information om beslutningstagerens præferencer mellem distance to target og den parametriske metode. Kravet er nemlig, at beslutningstageren er i stand at sammenligne de enkelte kriterier parvis og afgøre, om de er lige vigtige, om det ene er lidt mere vigtigt end det andet, om det er meget mere vigtigt, om det er særdeles meget mere vigtigt, eller om det er ekstremt meget mere vigtigt.

Det er selvsagt en styrke ved AHP-metoden, at den stiller realistiske krav til beslutningstagerens evne til at udtrykke præferencer over for de udvalgte kriterier. Til gengæld forekommer kvantificeringen af de ordinale præferenceangivelser i form af point at være relativt tilfældig. Det er heller ikke helt klart, hvorfor resultatmatrixens egenvektor udgør et rimeligt godt grundlag for bestemmelsen af kriterievægtene.

Der er alene tale om tre eksempler på MCDM metoder, som kan benyttes til på systematisk vis at sammenveje en række opstillede prioriteringskriterier. Der er udviklet mange andre metoder, som også kan tages i anvendelse. Det er imidlertid karakteristisk for dem alle, at de kræver en eller anden form for præferencetilkendegivelse fra én eller flere beslutningstageres/eksperter side. Selv i forbindelse med distance to target metoden, som kan benyttes, uden at der foreligger en sådan information, indføres der implicit en vægtning af kriterierne ved at tillægge graden af målsætningsopfyldelse for hvert kriterium lige stor vægt.

6.5 Vurdering af strukturelle aktivitetsændringer - regulering ved brug af økonomiske styringsmidler

Marginal ændring Den velfærdsøkonomiske cost-benefit analyse og MCDM-metoderne benyttes især i forbindelse med vurdering og prioritering af foranstaltninger, der har projektkarakter - dvs. fysiske planlægningsinitiativer. Disse foranstaltninger kan ofte opfattes som marginale aktivitetsændringer, der ikke påvirker de relative markedspriser i økonomien. De eksisterende priser kan derfor benyttes som grundlag for fastsættelsen af beregningspriserne i den velfærdsøkonomiske analyse. Som omtalt i afsnit 6.2 vanskeliggøres analysen, hvis de betragtede foranstaltninger må antages at påvirke de relative priser

Strukturel ændring I dette afsnit omtales derfor kort vurderingen af strukturelle aktivitetsændringer - dvs. aktivitetsændringer, der medfører, at de relative priser i samfundet må forventes at blive påvirket af ændringerne. Der kan både være tale om aktivitetsændringer knyttet til meget store projekter med virkelig mærkbare konsekvenser for samfundsøkonomien og om forskellige styringsmæssige indgreb, der påvirker produktions- og efterspørgselsforholdene i samfundet - fx miljøkrav, der påvirker virksomhedernes omkostninger, afgifter der direkte ændrer de relative priser og oplysningskampagner, der indvirker på befolkningens præferencer og adfærd og dermed også på de relative betalingsvilligheder/priser.

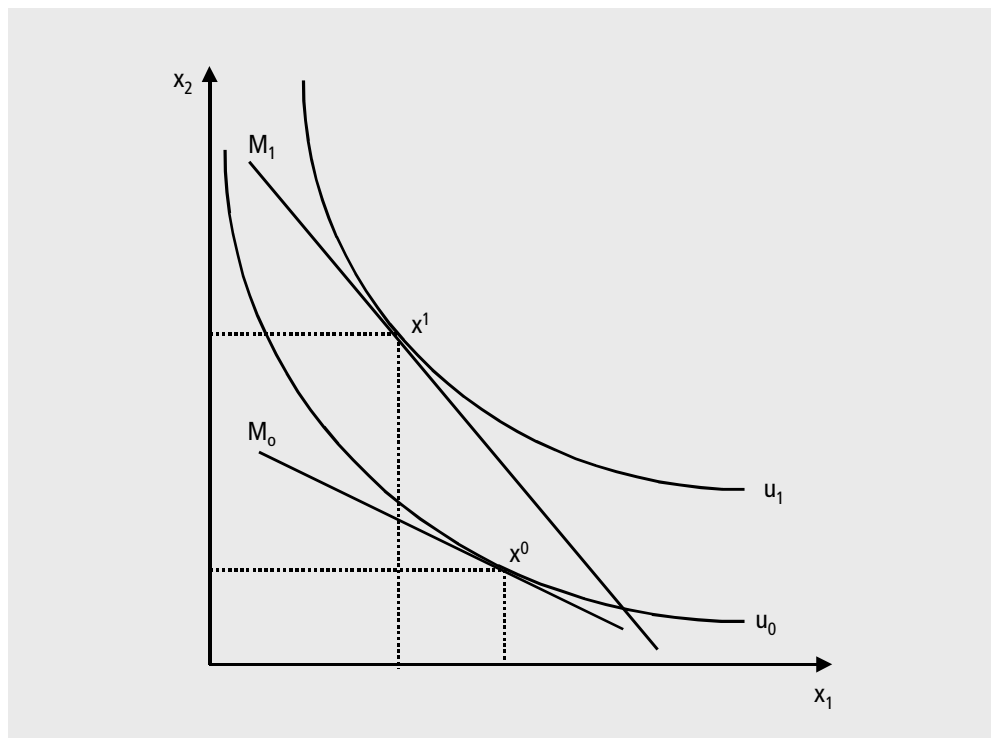
Først beskrives de teoretiske velstandsændringsmål, som må tages i brug i forbindelse med en velfærdsøkonomisk vurdering af strukturelle ændringer. Herefter vurderes de praktiske muligheder for at gennemføre en velfærdsøkonomisk vurdering af sådanne ændringer. Der er i begge tilfælde tale om at vurdere kendte konsekvenser af givne indgreb. Det forudsættes altså, at der er gennemført konsekvensanalyser, som beskriver indgrebenes økonomiske og miljømæssige konsekvenser - jf. kapitel 5. I afsnit 6.6 omtales den såkaldte bottom up/top down problemstilling, der vedrører fordelene og ulemperne ved hhv. en teknologisk og en styringsmæssig tilgang til analysen af foranstaltningens mulighederne. Denne problemstilling følges i afsnit 6.7 op med en diskussion af de praktiske muligheder for at sammenstille resultaterne af disse vurderinger til egentlige velfærdsøkonomisk hensigtsmæssige miljøstrategier, hvor både fysiske

planlægningsinstrumenter - herunder projekter - og forskellige administrative og økonomiske styringsmidler tages i brug.

Måling af velstandsændringen ved en strukturel ændring

Problemet vedrørende målingen af velstandsændringen ved en strukturel aktivitetsændring kan illustreres ved at betragte følgende situation. I udgangssituationen x^0 råder det repræsentative individ over indkomsten M_0 , og individets nytte er u_0 , idet det antages, at individet nyttemaksimerer - jf. figur 6.3 - hvor hældningen på indkomstrestruktionen M_0 svarer til de relative priser p_0 på goderne x_1 og x_2 . Den strukturelle ændring, hvor indkomsten ændres til M_1 , og de relative priser til p_1 , bringer individet fra udgangssituationen, x^0 , til situationen x^1 , hvorved nytten ændres til u_1 . Problemet er nu, hvorledes nytteændringen $u_1 - u_0$ måles i praksis - dvs. om den kan udtrykkes som en betalingsvillighed for at opnå forbrugsmulighederne x^1 frem for x^0 ?

Figur 6.3 Strukturel aktivitetsændring



Udgiftsfunktionen

Svaret på dette spørgsmål er bekræftende. Frem for at formulere individets prioriteringsovervejelser som et spørgsmål om at maksimere nytten på baggrund af et sæt relative priser og en indkomstrestruktion, kan overvejelserne formuleres som et spørgsmål om at minimere udgiften, M , med henblik på at opnå nytteniveauet u givet de relative priser p . Løsningen af dette udgiftsminimeringsproblem fører for forskellige nytteniveauer og relative priser - fx u_0 og u_1 samt p_0 og p_1 i figur 6.3 - til, at der kan opstilles en såkaldt udgiftsfunktion:

$$M = e(p, u)$$

der altså udtrykker, hvor meget individet maksimalt ved forskellige relative prissæt er villig til at betale for at opnå bestemte nytteniveauer.

Compensation Variation og Equivalent Variation

Ved hjælp af udgiftsfunktionen kan en given nytteændring $du = u(x^1) - u(x^0)$ nu måles ved den udgiftsændring (eller indkomstændring) dM , der skal til for at opnå nytteændringen. Der kan opstilles to velfærdsøkonomiske velstandsændringsmål svarende til to mål for den nødvendige udgiftsændring:

$$dM_1 = e(p_1, u(x^1)) - e(p_1, u(x^0)) = e(p_0, u(x^0)) - e(p_1, u(x^0)) = CV$$

$$dM_2 = e(p_0, u(x^1)) - e(p_0, u(x^0)) = e(p_0, u(x^1)) - e(p_1, u(x^1)) = EV$$

Det første velstandsændringsmål dM_1 angiver, hvor stor indkomstforøgelse der ved de nye relative priser p_1 vil give individet den samme nyttegevinst som ændringen i forbrugsmulighederne fra x^0 til x^1 . Dette velstandsændringsmål benævnes Compensation Variation, CV. Det andet velstandsændringsmål dM_2 angiver, hvor stor indkomstforøgelse der ved de oprindelige relative priser p_0 vil give individet den samme nyttegevinst som ændringen i forbrugsmulighederne fra x^0 til x^1 . Dette velstandsændringsmål benævnes Equivalent Variation, EV. Det kan vises, at det fra et teoretisk synspunkt er EV, der bør benyttes som velstandsændringsmål - jf. Møller m.fl. (2000).

Praktiske muligheder for økonomisk vurdering af strukturelle ændringer

Den velfærdsøkonomiske vurdering af strukturelle aktivitetsændringer giver anledning til en række praktiske problemer med at opgøre det nødvendige velstandsændringsmål EV. Det er normalt særdeles ressourcekrævende at løse disse problemer. Dette er nok forklaringen på, at praktisk projektvurdering i langt de fleste tilfælde har fulgt retningslinierne for vurderingen af marginale aktivitetsændringer. Selv om der har været tale om betydelige projekter eller om mange mindre projekter, der gennemføres som led i en samlet miljøstrategi, har man valgt at antage, at der trods alt var tale om marginale ændringer.

I de tilfælde, hvor denne antagelse af åbenlyse grunde ikke er acceptabel - fx indgreb ved brug af økonomiske styringsmidler, der direkte påvirker de relative priser - har man i stedet for en velfærdsøkonomisk analyse af indgrebets konsekvenser valgt at gennemføre en nationaløkonomisk analyse. Denne og andre praktiske muligheder for økonomisk vurdering af strukturelle ændringer omtales i det følgende.

Som omtalt i afsnit 4.6.1 omfatter myndighedernes muligheder for at påvirke miljøforholdene i samfundet en bred vifte af foranstaltningstyper:

- Fysisk planlægning i form af såvel små som store projekter - repræsenterer både marginale og strukturelle aktivitetsændringer.
- Styringsmæssige indgreb omfattende økonomiske styringsmidler (afgifter, omsættelige forureningstilladelser, subsidier) og administrative styringsmidler (forbud, godkendelseskrav, grænseværdier, frivillige aftaler, information etc.).
- Miljøstrategier omfattende både projekter og styringsmæssige indgreb.

Vurderingen af disse mange forskellige foranstaltningsmuligheder kræver først og fremmest en beskrivelse af deres konsekvenser for hhv. miljøkvaliteten og forbrugsmulighederne i samfundet - herunder også for forbruget af samfundets produktionsfaktorer og andre ressourcer. Mulighederne for at beskrive disse konsekvenser er omtalt i afsnit 5.2 - 5.5.

De her omtalte miljøøkonomiske makromodeller kan benyttes til at opgøre de nationaløkonomiske omkostninger ved at gennemføre forskellige styringsmæssige indgreb eller ved at opfylde bestemte miljømålsætninger - jf. afsnit 5.4. Et godt eksempel på den sidstnævnte form for analyse er de ved hjælp af GESMEC-modellen gennemførte beregninger af de økonomiske konsekvenser for Danmark af at opfylde den vedtagne CO₂-målsætning - jf. Frandsen, Hansen og Trier (1996). I forbindelse med sådanne modelbaserede omkostningsopgørelser af styringsmæssige indgreb er det helt normalt at opgøre "de samfundsøkonomiske omkostninger" som nationaløkonomiske omkostninger af indgrebet, men disse kan altså ikke umiddelbart sammenlignes med de velfærdsøkonomiske analysers opgørelse af EV. Det er derfor spørgsmålet, om resultaterne overhovedet kan benyttes i forbindelse med velfærdsøkonomiske analyser.

*Generelle
ligevægtsmodeller*

Når der er tale om makroøkonometriske modeller såsom ADAM-modelkomplekset - jf. afsnit 5.4.1 - er svaret formentlig benægtende. Det teoretiske fundament for modellerne og den heraf følgende formulering af disse har for spinkel tilknytning til mikroøkonomisk teori og velfærdsøkonomisk tankegang, til at modellernes resultater kan forbindes hermed. Situationen er derimod en anden, når der er tale om resultaterne fra brugen af generelle ligevægtsmodeller såsom GESMEC. Modeller af denne type er netop opstillet på et neoklassisk økonomisk teoretisk grundlag, hvor forbrugerne antages at sammensætte deres forbrug gennem nyttemaksimering. I modellerne er der derfor også eksplicit formuleret en nyttefunktion. Når denne er kendt, er det muligt direkte at opgøre nytteændringen ved en strukturel ændring, der fører økonomien fra en udgangssituation med relative priser p_0 og forbrugte mængder x^0 til en ny ligevægtssituation karakteriseret ved relative priser p_1 og forbrugte mængder x^1 .

Ønskes et monetært mål for nytteændringen, kan det relevante mål EV som vist i Petersen (1997) opgøres som:

$$EV = M_0 \cdot \frac{u(x^1) - u(x^0)}{u(x^0)}$$

Hvis nyttefunktionen herefter antages at have form af en Cobb-Douglas funktion - dvs.:

$$u(x_1, x_2, \dots, x_n) = x_1^a \cdot x_2^b \cdot \dots \cdot x_n^{(1-a-b-\dots)}$$

kan parametrene $a, b, \dots, (1-a-b-\dots)$ i nyttefunktionen relativt simpelt beregnes ud fra observationer af samhörørende mængder x og priser p samt indkomsten M . Når parametrene i nyttefunktionen er kendt, bliver det herefter muligt at beregne EV , som vist ovenfor.

Det må på denne baggrund anses for en fordel i relation til velfærdsøkonomisk analyse, at den benyttede model er formuleret på et neoklassisk grundlag. Dette krav opfyldes som nævnt af de generelle ligevægtsmodeller, og fra et teoretisk synspunkt er anvendelsen af en sådan integreret model absolut at foretrække ved vurderingen af styringsmæssige indgreb og andre strukturelle foranstaltninger - selvfølgelig med de væsentlige forbehold, der altid vil være med hensyn til modellens beskrivelse af virkeligheden. I mange tilfælde vil man imidlertid ikke have adgang til en relevant model, og man må da gøre brug af andre mere partielle analysemetoder. Et eksempel på en sådan fremgangsmåde er opgørelsen af det velfærdsøkonomiske tab ved at pålægge et produkt en afgift med henblik på af miljømæssige årsager at begrænse produktionen og forbruget heraf.

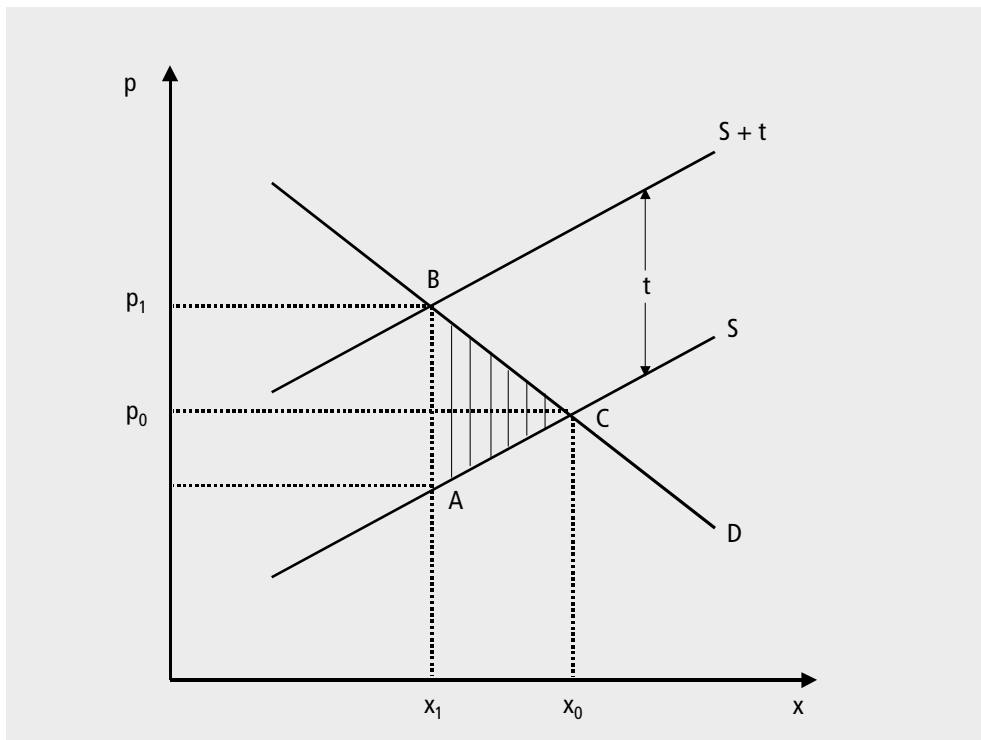
"Deadweight loss"

Udbudskurven S og efterspørgselskurven D for produktet x er vist i figur 6.4. Der er ligevægt på markedet ved prisen p_0 og en udbudt og efterspurgt mængde på x_0 . Idet efterspørgselskurven er udtryk for befolkningens marginale betalingsvillighed for stadig større mængder af produktet, og udbudskurven er udtryk for de marginale omkostninger ved at producere dette, kan det velfærdsøkonomiske overskud ved at forbruge og producere mængden x_0 af godet opgøres som hele det trekantede areal mellem de to kurver. Ved nu at pålægge godet en afgift på t forskubbes udbudskurven fra S til $S + t$, hvorved der indtræder en ny markedsligevægt ved prisen p_1 og mængden x_1 . Det velfærdsøkonomiske tab ved afgiftspåleggelsen ses nu at blive det trekantede areal ABC - det såkaldte "deadweight loss". Befolkningen mister også umiddelbart et beløb svarende til afgiftsprovenuet $t \cdot x_1$, men dette beløb må antages at blive forbrugt af de offentlige myndigheder til gavn for befolkningen. Skatteprovenuet er altså ikke udtryk for et velfærdsøkonomisk tab.

Det velfærdsøkonomiske tab ved at pålægge produktet afgiften t kan altså i praksis beregnes som $\frac{1}{2} \cdot t \cdot (x_0 - x_1)$ - arealet af ΔABC . Der er tale om en tilnærmet beregning, som forudsætter, at man har information om, hvor meget produktionen og efter-

spørgslen påvirkes af afgiften - altså $(x_0 - x_1)$. En sådan information foreligger ikke nødvendigvis.

Figur 6.4 Det velfærdøkonomiske tab ved at indføre en afgift - "deadweight loss"



6.6 Bottom up og top down analyser – projektrelaterede foranstaltninger og styringsmæssige indgreb

Det har gennem en række år været diskuteret, om de økonomiske konsekvenser - herunder især omkostningerne - ved at opfylde en given miljømålsætning bedst bliver belyst ved at opgøre konsekvenserne af at gennemføre en række konkrete projekter, der samlet fører til målsætningens opfyldelse - bottom up fremgangsmåden - eller ved gennem økonomiske modelberegninger at opgøre konsekvenserne af at gennemføre de for målsætningens opfyldelse nødvendige styringsmæssige indgreb - top down fremgangsmåden. Bottom up fremgangsmåden repræsenteres udmærket af den metode, som i afsnit 6.1 blev skitseret med henblik på opstillingen af en omkostningskurve. Top down fremgangsmåden repræsenteres af konsekvensberegninger med GESMEC-modellen med henblik på at belyse konsekvenserne af at indføre CO₂-afgiften. Diskussionen om de to fremgangsmåders relative fordele er senest sammenfattet i Nielsen (1998). I det følgende skal nogle af de væsentligste synspunkter fremdrages.

Bottom up analysen

Til fordel for bottom up analyserne taler, at de tager udgangspunkt i en særdeles detaljeret beskrivelse af de konkrete forhold, som ønskes ændret. Beskrivelsen omfatter typisk de teknologiske muligheder på produktions- og forbrugssiden samt ændringernes reale konsekvenser for ressourceforbrug, udbud af varer og tjenester og miljøpåvirkning. Herved afdækkes en række muligheder for at udnytte samfundets ressourcer mere hensigtsmæssigt og derved opnå flere forbrugsmuligheder og bedre miljøkvalitet for de samme ressourcer. Som omtalt sigter analyserne endelig mod direkte at opgøre de overvejede ændringers/projekters velfærdøkonomiske, budgetøkonomiske og miljømæssige konsekvenser, som er det foretrukne prioriteringsgrundlag.

Det er imidlertid en svaghed ved bottom up analyserne, at resultatet heraf - miljøstrategien - i nogle tilfælde reelt udgør en strukturel ændring, der fx på grund af betydelige omkostningsændringer påvirker de relative priser i samfundet. Dette og de hermed forbundne udbuds- og efterspørgselstilpasninger ser man bort fra, idet analysen

er partiel, og man anvender konstante priser. Der tages heller ikke altid stilling til, hvorledes de afdækkede ændringsmuligheder konkret skal opnås. I visse tilfælde vil de kunne indarbejdes i den fysiske planlægning - fx ændringer i el-forsyningssystemet - men i andre tilfælde kræves der incitamentskabende styringsmæssige indgreb - fx energibesparelser - som ofte vil have afledte adfærdsmæssige konsekvenser. Endelig er de informationsmæssige omkostninger og andre barriereomkostninger knyttet til gennemførelsen af de overvejede ændringer sjældent omfattet af analysen.

Top down analysen

Top down analysernes styrke er, at de tager højde for en række af bottom up analysernes svagheder. Først og fremmest sigter de mod at beskrive de adfærdsmæssige tilpasninger til de overvejede ændringer - det være sig i forbindelse med udformningen af den fysiske planlægning eller økonomiske og administrative styringsmæssige indgreb, jf. afsnit 5.4. Ambitionen er ved brug af de miljøøkonomiske makromodeller at beskrive samtlige direkte og indirekte konsekvenser af de overvejede ændringer. Herved bliver der tale om en generel analyse i modsætning til den partielle bottom up analyse. I visse tilfælde er top down analyserne også nærmere forbundet med den politiske virkelighed og de konkrete indgrebsmuligheder, idet de direkte tager udgangspunkt i konkrete styringsmæssige indgreb og opgør konsekvenserne af disse.

Top down analysernes svaghed er, som omtalt i afsnit 5.4, at de miljøøkonomiske makromodeller er meget aggregerede, hvorfor det kan være vanskeligt at analysere meget konkrete sektorspecifikke ændringsmuligheder. Modellerne er afgjort bedst til at håndtere generelle styringsmæssige indgreb. Som omtalt i afsnit 5.4 er modellerne beskrivelse af de økonomiske aktiviteters miljøkonsekvenser også gennemgående relativt begrænset. Top down analyserne udformes endvidere normalt som nationaløkonomiske analyser, hvilket fra et prioriteringsmæssigt synspunkt må anses for at være en svaghed. I prioriteringssammenhæng må de velfærdsøkonomiske analyser foretrækkes, og det er kun de generelle ligevægtsmodeller, der kan bidrage hertil. Ingen af modellerne beskriver de budgetøkonomiske konsekvenser, der som omtalt i afsnit 6.3 er væsentlige af hensyn til beskrivelsen af ændringernes fordelingsmæssige konsekvenser. Endelig udformes modellerne under antagelse af, at produktionsfaktorerne udnyttes effektivt. Dette er i modstrid med bottom up analysernes resultater, og det begrænser under alle omstændigheder mulighederne for at inddrage efficiensgevinster i analyserne.

Bottom up og top down fremgangsmåderne har altså hver deres fordele og svagheder, og det konkluderes i Nielsen (1998): "Kendskab til de forskellige typer modeller, deres styrker og svagheder, kan forhåbentlig bidrage til, at der opnås en konsensus mht., i hvilke situationer man skal benytte hvilke modeller". Når der her tales om modeller, menes der hhv. bottom up og top down modeller. Citatet afspejler udmærket situationen i dag. Der foreligger ikke en sådan konsensus, og det er derfor vanskeligt at give et klart svar på, hvorledes man i praksis udformer de mest hensigtsmæssige strategier for løsningen af nogle af vore miljøproblemer. I det følgende skal der dog peges på nogle muligheder.

6.7 Opbygning af en strategi for løsning af miljøproblemerne

Miljøstrategi

Når der i denne sammenhæng tales om at opbygge en miljøstrategi, tænkes der på at sammensætte en kombination af fysiske planlægningsinitiativer og styringsmæssige indgreb, som bidrager til, at en given miljømålsætning opfyldes på den mest hensigtsmæssige måde. Med dette forstås en strategi, som kan gennemføres med de færrest mulige velfærdsøkonomiske omkostninger og uden uacceptable fordelingskonsekvenser. Opbygningen af en sådan strategi må anses for helt central for udformningen af den integrerede miljøplanlægnings respons-del.

Der er tale om en betydeligt mere ambitiøs opgave end at beregne konsekvenserne af et overvejet politisk indgreb. Der er i sidstnævnte tilfælde alene tale om at gennemføre en konsekvensberegning, og der kan udmærket være andre indgreb, som er mere

fordelagtige. Ved opbygningen af strategien sigtes derimod direkte mod at finde den fordelagtigste løsning.

Opgaven indebærer, at mange forskellige indgrebsmuligheder skal vurderes i forhold til hinanden. Samtidig vil der normalt være flere forskellige miljøforhold at tage hensyn til, idet de fleste foranstaltninger vil have konsekvenser for flere dele af miljøet. Det er derfor særdeles vigtigt, at konsekvenserne af de forskellige foranstaltningstyper vurderes på det samme grundlag. Som omtalt kan man ikke umiddelbart sammenligne resultaterne af velfærdsøkonomiske og nationaløkonomiske analyser og dermed mange af resultaterne fra hhv. bottom up og top down analyser.

Det væsentligste problem i forbindelse med udformningen af hensigtsmæssige miljøstrategier synes derfor at være, hvordan man kombinerer resultaterne fra bottom up og top down analyserne på den bedste måde. Hertil kommer, at det kun er begrænsede dele af de økonomiske aktiviteters belastning af miljøet, som er indarbejdet i de foreliggende miljøøkonomiske modeller. Det kan endvidere være vanskeligt at håndtere den teknologiske udvikling, fordi den er særdeles svær at forudse. Endelig er det vanskeligt at beskrive og måske især vurdere konsekvenserne af mere fundamentale ændringer i samfundsstrukturen.

Kombination af bottom up og top down analyser

Et fornuftigt resultat af bottom up og top down analyserne ville være en situation, hvor en given miljømålsætning er opfyldt, og de marginale omkostninger ved fysisk planlægningsmæssige foranstaltninger/projekter og styringsmæssige indgreb er de samme. Denne situation kan etableres ved fx at gennemføre netop så mange projekter, at omkostningen pr. miljøgevinst for det dårligste projekt netop svarer til størrelsen på den afgift, der skal til for at opnå resten af den ønskede miljøgevinst. Afgiftens størrelse udtrykker netop den marginale omkostning ved at gennemføre dette indgreb.

I praksis vil det dog normalt være knapt så enkelt. For det første kan det være vanskeligt at opgøre de marginale omkostninger af en lang række andre styringsmæssige indgreb end lige netop afgiftsløsningen. For det andet kan det også, hvis planlægningsforanstaltningerne samlet set repræsenterer en strukturel ændring, blive nødvendigt at tage højde for deres konsekvenser for den øvrige økonomi. Endelig må man være opmærksom på risikoen for dobbeltregning, når man søger at kombinere resultaterne fra bottom up og top down analyserne.

Bottom up analysens opstilling af en omkostningskurve vil nemlig normalt afdække både de fysiske planlægningsmæssige muligheder og en række andre ændringsmuligheder, som kræver styringsmæssige indgreb. Analysen vil således også kunne give et fingerpeg, om hvor det vil være hensigtsmæssigt at sætte ind med styringsmæssige indgreb. Dobbeltregning kan opstå ved at de under bottom up analysen vurderede ændringsmuligheder både indgår blandt de fysiske planlægningsforanstaltninger og blandt de ændringer, som initieres af de øvrige styringsmæssige indgreb. For at undgå dette er det væsentligt, at planlægningsforanstaltningerne alene omfatter sådanne ændringer, som udelukkende kan initieres gennem fysisk planlægning. Fx kan omkostningseffektiviteten af rumisolering med henblik på energibesparelse udmærket omfattes af bottom up analysen, men da denne foranstaltning netop vil blive initieret af en eventuel energiafgift, bør den selvsagt ikke indgå blandt de fysiske planlægningsinitiativer.

Miljøkonsekvenserne

Ved udarbejdelsen af en hensigtsmæssig strategi for opfyldelsen af en given miljømålsætning er det væsentligt, at strategiens konsekvenser for de øvrige miljøområder også belyses. Som omtalt i afsnit 6.2 udgør disse konsekvenser også en del af de velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster ved strategien. I forbindelse med bottom up analysen søges projekternes indirekte miljøkonsekvenser også i høj grad inddraget i analysen. Der vil dog normalt fortsat udestå et problem med hensyn til pris-sætningen af konsekvenserne. Denne er som omtalt nødvendig for at opnå et fyldestgørende omkostningsmål.

Situationen er noget anderledes, når det gælder top down analyserne. Disse gennemføres bedst ved brug af de foreliggende miljøøkonomiske makromodeller, og det er kun meget begrænsede dele af de økonomiske aktiviteters belastning af miljøet, som er indarbejdet heri. Dette er et klart problem, hvis man ønsker at opbygge en hensigtsmæssig miljøstrategi. Det er ikke tilstrækkeligt at opbygge en omkostningseffektiv strategi for opfyldelsen af en given miljømålsætning, hvis man ikke har tilstrækkeligt overblik over, hvilke yderligere miljøkonsekvenser der vil være knyttet hertil. Problemet kan formentlig kun afhjælpes gennem en fortsat udbygning af de miljøøkonomiske modeller til at omfatte stadig flere typer af miljøkonsekvenser.

Den teknologiske udvikling

Udformningen af miljøstrategien bør så vidt muligt tage hensyn til forventningerne til den teknologiske udvikling. Dette sker også både i bottom up og top down analyserne. I begge analyser indlægges der normalt ved opstillingen af udgangsforløbet forudsætninger om produktivitetsstigninger vedrørende udnyttelsen af forskellige ressourcer og undertiden vedrørende rensningseffektiviteter. Disse forudsætninger kan selvsagt formuleres væsentlig mere konkret i de sektorspecifikke bottom up analyser, hvor undersøgelsen af mulighederne for anvendelse af alternative teknologier står mere centralt end i top down analyserne, som normalt gennemføres på et ret aggregeret niveau. Herudover er det muligt i bottom up analyserne at inddrage udviklingsomkostninger samt øvrige omkostninger og gevinster ved teknologiske udviklingsmuligheder, som endnu ikke er undersøgt fuldt ud, og som ikke er omfattet af de i udgangsforløbet forudsatte teknologiske ændringer. Under alle omstændigheder er den teknologiske udvikling vanskelig at håndtere, især fordi den er meget vanskelig at forudse. Det er derfor væsentligt ved udformningen af miljøstrategien at bibeholde en stor grad af fleksibilitet, således at fremtidige teknologiske muligheder kan udnyttes uden for store tab i form af bundne ressourcer i forældet teknologi.

Ændringer i samfundsstrukturen

Det er karakteristisk for såvel bottom up som top down analyserne, at de i høj grad analyserer ændringsmuligheder, der holder sig inden for den givne samfundsstruktur med dertil hørende organisationer og adfærdsmønstre. Denne begrænsning er ligefrem en nødvendig del af top down analyserne, der er baseret på modelbeskrivelser af samfundsøkonomien. Hvad enten disse modeller er estimeret eller kalibreret, afspejler de i sagens natur de eksisterende strukturer, organisationer og adfærdsmønstre, og det er også dette, der er hensigten med modellerne. De er ikke konstrueret med henblik på at beskrive konsekvenserne af fundamentale ændringer i disse forhold - fx en fuldstændig overgang til økologisk jordbrug.

Det må da også anses for endog særdeles vanskeligt at beskrive samt måske især at vurdere og prissætte konsekvenserne af sådanne fundamentale ændringer i samfundsstrukturen - herunder væsentlige holdnings- og adfærdsskift. Mulighederne herfor må imidlertid ikke overses, især ikke når det drejer sig om opfyldelse af meget store og langsigtede miljøproblemer såsom klimaproblemet.

Der har her kun været tale om at pege på nogle af de muligheder og problemer, der i praksis er knyttet til udformningen af hensigtsmæssige miljøstrategier. Fremstillingen har været koncentreret om mulighederne for at kombinere resultaterne fra bottom up og top down analyserne, men man må også inddrage den meget omfattende teoretiske litteratur, der foreligger vedrørende økonomisk og administrativ regulering på miljøområdet - Baumol & Oates (1988) og Tietenberg m.fl. (1999). Det vil imidlertid føre for vidt også at dække resultaterne fra denne litteratur i denne fremstilling.

6.8 Ex post analyser

Ex ante analyser

Såvel virksomhedernes og husholdningernes som de offentlige myndigheders respons på miljøproblemerne er i første række baseret på ex ante analyser af de overvejede foranstaltningers samfunds- og miljømæssige konsekvenser. Ved ex ante analyser forstås analyser, som gennemføres før beslutningen om, hvilken foranstaltning der skal gennemføres, tages. Resultatet af analyserne, som danner grundlag for den endelige beslutning, foreligger som forventninger til de fremtidige konsekvenser af

foranstaltningerne. De hidtil omtalte metoder og modeller repræsenterer altså redskaber, der kan anvendes i forbindelse med sådanne ex ante analyser.

Ex post analyser Ex ante analyserne er imidlertid i sagens natur behæftet med usikkerhed. Selv om den foreliggende viden og forståelse af de samfundsmæssige mekanismer og aktiviteter, der afstedkommer miljøproblemerne, er betydelig, er det trods alt ikke muligt præcist at forudsige konsekvenserne af de besluttede foranstaltninger. Der er derfor et klart behov for efterfølgende at vurdere, om foranstaltningerne har haft de konsekvenser, som ex ante analyserne gav anledning til at forvente. Sådanne efterfølgende vurderinger benævnes ex post analyser eller evalueringer. I de tilfælde, hvor der ikke er gennemført ex ante analyser, er ex post analysen også særdeles relevant - blot ikke med henblik på at vurdere om forventningerne til foranstaltningernes konsekvenser blev indfriet, men med henblik på at beskrive, hvilke konsekvenser de gennemførte foranstaltninger har haft.

Der står en række metoder til rådighed for gennemførelsen af ex post analyserne - jf. Andersen m.fl. (2001):

- Komparativ metode
- Anvendelse af miljøøkonomiske modeller
- Interview-baseret metode
- Survey-analyse og panel-data med statistiske tests

Den komparative metode Den komparative metode er den mest simple form for ex post analyse. Udgangspunktet er tilvejebringelsen af statistiske tidsserier for den økonomiske aktivitet og miljøpåvirkningen i de forskellige samfundssektorer, som må formodes at være påvirket af den gennemførte foranstaltning. Hvis der samtidig ikke er sket en række andre samfundsmæssige ændringer, som kan have påvirket sektorerne, kan de opstillede tidsserier benyttes til at vurdere foranstaltningens relative påvirkning af sektorerne. Hvis der samtidig foreligger oplysninger om udviklingen i sammenlignelige sektorer i ind- eller udlandet, der ikke er blevet påvirket af foranstaltningen, er det også muligt at få en grov indikation på, hvorledes denne absolut set har påvirket sektorerne. Det er dog kun muligt ved brug af den komparative metode, at danne sig et indledende indtryk af foranstaltningens virkninger. For at få et mere præcist billede heraf, er det nødvendigt at benytte en eller flere af de andre ex post metoder.

Anvendelse af miljøøkonomiske modeller De miljøøkonomiske modeller, som blev omtalt i afsnit 5.4, er primært konstrueret med henblik på at understøtte forskellige former for ex ante analyser - fremskrivninger, backcasting, udformning af scenarier og konsekvensberegninger. De kan imidlertid også benyttes i forbindelse med ex post analyser. Et af de centrale problemer ved disse er at udskille den analyserede foranstaltningens konsekvenser fra konsekvenserne af alle de andre ændringer i samfundet, som er indtruffet siden foranstaltningens gennemførelse. Det er selvfølgelig ikke muligt at foretage denne udskilning alene ud fra den statistiske beskrivelse af det samlede resultat af ændringerne. Den komparative metode har også svært ved at håndtere problemet. Ved at benytte en miljøøkonomisk model er det derimod muligt at udskille den analyserede foranstaltningens konsekvenser.

Dette sker principielt ved at benytte modellen på samme måde som i forbindelse med ex ante analysen. I stedet for som her at beregne konsekvenserne af en foranstaltning under forudsætning af forventede værdier på modellens øvrige parametre og eksogene variable baseres ex post analysens beregninger af foranstaltningens konsekvenser på observerede værdier af disse parametre og variable. Herved opnås en modelbaseret vurdering af, hvad foranstaltningen i sig selv har betydet for aktiviteterne i samfundet og miljøpåvirkningen.

Kvaliteten af denne ex post analyse afhænger selvsagt ligesom ex ante analysens af modellens evne til at beskrive sammenhængen mellem de økonomiske variable og aktiviteter i samfundet. I den udstrækning ex post analysens beskrivelse af den samlede økonomiske aktivitet og miljøpåvirkning adskiller sig fra den observerede, er det tegn på modellens utilstrækkelighed. Denne vedrører i første række modellens beskrivelse af den økonomiske adfærd i virksomheder og husholdninger, men som omtalt i afsnit 5.4.4 er der fortsat også et stort behov for at udbygge de foreliggende miljøøkonomiske modelleres beskrivelse af de økonomiske aktiviteters miljøpåvirkning og af modellernes geografiske dimension.

Interview- og surveybaserede metoder

Der er derfor fortsat behov for at supplere de modelbaserede ex post analyser med interview- eller surveybaserede analyser af reaktionerne i virksomheder og husholdninger på den gennemførte foranstaltning. Disse former for ex post analyser savner ganske vist den modelbaserede analyses karakter af totalbeskrivelse af samtlige direkte og indirekte reaktioner på foranstaltningen, men til gengæld er der mulighed for ved hjælp af disse metoder at beskrive den faktiske adfærd og ikke blot forlade sig på modellens adfærdsbeskrivelse, der er baseret på en række rationalitetsantagelser og estimationer på historiske data.

Ved brug af den interviewbaserede metode er det muligt at fremskaffe relativt præcise og detaljerede oplysninger om, hvorledes den enkelte økonomiske agent har reageret på den analyserede foranstaltning. Problemet er imidlertid, at man ikke kan være sikker på, at de adspurgte agenter er repræsentative, dvs. at man skal være varsom med at generalisere de opnåede resultater. Hertil kommer, at den enkelte agent ikke altid er i stand til at svare på de for ex post konsekvensvurderingen relevante spørgsmål - altså på hvilke ændringer i virksomhedens eller husholdningens adfærd der alene skyldes den pågældende foranstaltning. Det kan også undertiden være vanskeligt for agenter, der er vant til primært at koncentrere sig om udviklingen i udgifter og indtægter, at oplyse mængdemæssige ændringer - fx materialeforbrug og miljøpåvirkning.

I surveyanalysen søger man at råde bod på nogle af disse svagheder. Dette sker først og fremmest gennem udvælgelsen af en repræsentativ stikprøve. Det skulle herved være muligt at generalisere de opnåede svar og gennemføre de fornødne statistiske analyser for at belyse foranstaltningens konsekvenser. Dette forudsætter dog fortsat, at de udvalgte agenter er i stand til at besvare de stillede spørgsmål. Mulighederne herfor øges, hvis agenterne på forhånd forberedes på, at de vil komme til at indgå i en ex post analyse, hvor de vil blive bedt om at besvare de pågældende spørgsmål. Det må imidlertid stadig anses for tvivlsomt, om det med surveyanalysen er muligt at opfange alle de direkte og indirekte reaktioner på den betragtede foranstaltning.

Det sidste led i den integrerede miljøplanlægning

Ex post analysen udgør så at sige det sidste led i den integrerede miljøplanlægning. Hermed knyttes forbindelsen fra DPSIR-kredsløbets respons-del til overvågningsdelens beskrivelse af driving forces, pressures, states og impacts. Ex post analysens resultater indgår således som en del af overvågningsdelens registrering af ændringerne i disse forhold. Samtidig kan resultaterne sammen med de øvrige overvågningsdata både danne grundlag for at vurdere behovet for yderligere miljøforanstaltninger og for at forbedre udformningen af disse.

6.9 Sammenfatning

Det har været hensigten i dette kapitel at beskrive en række af de metoder og analyseformer, som det vil være relevant at benytte i den integrerede miljøplanlægning i forbindelse med udformningen af samfundets respons på miljøproblemerne. Der står en række foranstaltningmuligheder til rådighed for samfundet, og problemet er at sammensætte disse på en sådan måde, at de tilstræbte miljøgevinster opnås på den mest hensigtsmæssige måde.

Den omtalte cost-effectiveness analyse er i denne forbindelse helt central for at opfylde dette ønske. Man må imidlertid gøre sig klart, om det er de budgetøkonomiske, nationaløkonomiske eller velfærdsøkonomiske omkostninger, som skal indgå i analysen. Der er argumenteret for, at det bør være de velfærdsøkonomiske omkostninger, som udgør det overordnede prioriteringsgrundlag, idet der desuden tages hensyn til resultaterne af den budgetøkonomiske analyses beskrivelse af de betragtede foranstaltningers indkomstfordelingskonsekvenser.

Fordelen ved det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag er, at dette principielt omfatter alle ressource- og miljømæssige konsekvenser, som disse eksempelvis beskrives i livscyklusanalyser, hvortil kommer foranstaltningernes konsekvenser for allokeringen af produktionsfaktorerne. Den velfærdsøkonomiske vurdering sigter med sin forankring i et utilitaristisk konsekvens-etisk vurderingsgrundlag direkte mod at vurdere de betragtede miljøforanstaltningers konsekvenser for velstanden i samfundet. Dette må med forbehold for svaghederne i det utilitaristiske vurderingsgrundlag anses for en yderligere fordel.

De velfærdsøkonomiske netto-omkostninger ved en given miljøforanstaltning omfatter ud over den miljøforbedring, der umiddelbart tilsigtes, også foranstaltningens eventuelle andre negative og positive miljøkonsekvenser. For at opgøre omkostningerne herved er det imidlertid nødvendigt at prissætte miljøkonsekvenserne, og dette er forbundet med store teoretiske og praktiske problemer. Det er også et problem, hvis de relative priser i økonomien ændrer sig som følge af de betragtede miljøforanstaltninger. Hertil kommer, at diskonteringsproblematikken fortsat er uløst. Endelig er det ikke afklaret, hvorledes resultaterne af de såkaldte bottom up og top down analyser kombineres med henblik på udformningen af hensigtsmæssige miljøstrategier. Dette er ikke mindst et problem i forbindelse med forsøget på gennem offentlige foranstaltninger at understøtte en bæredygtig udvikling. Opgørelsen af de velfærdsøkonomiske omkostninger med henblik på at opnå de ønskede forbedringer af miljøkvaliteten på den mest hensigtsmæssige måde, må på denne baggrund anses for en opgave med betydelige vanskeligheder.

Endelig må det ikke glemmes, den integrerede miljøplanlægning i meget høj grad finder sted på baggrund af betydelig uvidenhed, manglende information, risiko og usikkerhed. Ønsket om at udforme samfundets respons over for en række uacceptable miljøforhold på den samfundsmæssigt set mest hensigtsmæssige måde må altså søges opfyldt under hensyntagen til den manglende viden og sikkerhed. Dette kræver på den ene side anvendelse af principperne for rationel beslutningstagning under risiko og usikkerhed eller anvendelse af det noget vage forsigtighedsprincip. Anvendelsen af disse principper fører imidlertid sjældent til anbefaling af en entydig respons på problemerne. Derfor er der på den anden side grund til løbende at udbygge videngrundlaget. Dette kan bl.a. ske gennem ex post analyser, som efterfølgende forsøger at afdekke de faktiske samfunds- og miljømæssige konsekvenser af konkrete gennemførte miljøforanstaltninger. Resultaterne fra disse analyser indgår sammen med det øvrige datamateriale vedrørende driving forces, pressures, states og impacts i den strategiske miljøplanlægnings overvågningsdel, og danner grundlag for at vurdere behovet for yderligere miljøforanstaltninger og for at forbedre udformningen af disse.