

Omkostninger ved CO₂-reduktion for udvalgte tiltag

Midtvejsrapport

Maj 2001

1. Indledning	5
2. Resultater og konklusioner	6
2.1 Sammenligning af CO ₂ -omkostninger på tværs af tiltag og sektorer	7
2.2 Betydningen af sidegevinster	10
2.3 Rangordning af tiltagene	12
2.4 Indenlandske CO ₂ -reduktioner versus fleksible mekanismer	15
2.5 Konklusioner	18
3. Den anvendte metode	18
3.1 CO ₂ -omkostningsopgørelsen	19
3.2 Beregning af CO ₂ -ækvivalent reduktionen (ΔCO_2^t)	20
3.3 Diskontering (r og r ^{CO₂})	21
3.4 Tidsmæssig dimension (T)	23
3.5 Opgørelse af omkostninger (C _t)	24
3.6 Håndtering af andre miljøeffekter (B _t)	27
3.7 Anvendelse af beregningerne - rangordning af tiltag	28
4. Referenceforløb	29
5. Beskrivelse af de enkelte tiltag	31
5.1 Affald: Øget indvinding af metan fra lossepladser	31
5.2 Industrigasser: Bekendtgørelse om udfasning	32
5.3 Skovbrug: Tilskud til privat skovrejsning	32
5.4 Landbrug: Ændret fodring af malkekøer	33
5.5 Landbrug: Dyrkning af energiafgrøder	33

ISBN: 87-7844-218-4



5.6 Landbrug: Reduktion af ammoniakfordampningen	34
5.7 Transport: Øgede brændstofafgifter	35
5.8 Energi: Normer for elforbrugende apparater	36
5.9 Energi: Elafgift for privat handel og service	37
5.10 Energi: Yderligere udbygning med havvindmøller	37
5.11 Energi: Etablering af storskala biomasseanlæg	38
5.12 Energi: CO₂-kvoter for elproduktionen	39
6. Perspektiver for det videre arbejde	40
6.1 Det videre arbejde med metodeudvikling - nettoafgiftsfaktoren	40
Litteratur	43

Bilag

Bilagene findes i en særskilt bilagsrapport



1. Indledning

Danmark har med Kyoto-protokollen under Klimakonventionen og den efterfølgende interne byrdefordelingsaftale i EU forpligtet sig til at reducere den samlede emission af seks drivhusgasser med 21 pct. i 2008-12 i forhold til det elimportkorrigerede niveau for 1990. Den seneste referencefremskrivning fra Energistyrelsen og Risø viser, at dette mål ikke nås uden nye initiativer.

I regeringens klimaprogram, *Klima 2012*, blev der peget på behovet for at analysere den samfundsøkonomiske effektivitet af alternative nye tiltag på tværs af sektorer, drivhusgasser og virkemidler. En sådan analyse stiller store krav til data og økonomisk metode og har ikke tidligere været foretaget på et systematisk grundlag. Miljø- og Energiministeriet igangsatte på denne baggrund i efteråret 2000 et arbejde med at udforme et forbedret beslutningsgrundlag til en tværgående prioritering, hvor der i valget af virkemidler blandt andet må lægges vægt på den økonomiske effektivitet. Arbejdet har været organiseret i en tværgående arbejdsgruppe i ministeriet under ledelse af Energistyrelsen.

Denne rapport udgør sammen med bilagsrapporten, Energistyrelsen (2001c), en *midtvejsrapportering* fra det igangsatte arbejde. Rapporten præsenterer således alene foreløbige resultater, og der er lagt vægt på at præsentere de metodemæssige overvejelser, der ligger bag beregningerne. Der er indtil videre kun regnet på udvalgte tiltag inden for de forskellige områder. Endvidere er valget af omfang/størrelsesorden for det enkelte tiltag præget af en vis vilkårlighed. Rapporten må således ikke tages som udtryk for en fyldestgørende beskrivelse af de mange forskellige muligheder, der findes for at begrænse udledningen af drivhusgasser. De tiltag, der regnes på, er blandt andet udvalgt med henblik på at afprøve og videreudvikle beregningsmetoden, og de er dermed ikke udtryk for en vurdering af, hvad der ud fra forskellige politiske hensyn kan ønskes fremmet.

I anden fase af arbejdet vil der skulle arbejdes videre med såvel de metodemæssige spørgsmål som konkrete beregninger på et udvidet antal tiltag. Der stiles mod at have en samlet afrapportering klar i efteråret 2001.

Klima 2012 lægger som sagt op til en vurdering af den økonomiske effektivitet af de forskellige tiltag med henblik på en prioritering af indsatsen. For at kunne foretage en sådan vurdering er det vigtigt at anvende en metode, der kan bruges til sammenligning af alle tænkelige initiativer – herunder også adfærdspåvirkende tiltag som f.eks. afgifter, der ændrer de relative priser. Med henblik herpå er det valgt at basere beregningerne på et velfærdsøkonomisk teorigrundlag. Et væsentligt formål med arbejdet har således været at udvikle og anvende et konsistent velfærdsøkonomisk metodegrundlag til at vurdere omkostningseffektiviteten af forskellige nye initiativer til reduktion af drivhusgasudslippet. Dette arbejde er endnu ikke afsluttet og skal videreføres i fase II.



På energiområdet har samfundsøkonomiske omkostningsberegninger traditionelt været gennemført ud fra faktorpriser og har dermed ikke været baseret på et velfærdøkonomisk fundament. Det betyder, at de omkostninger, der angives i denne rapport, ikke uden videre kan sammenlignes med tidligere beregnede CO₂-reduktionsomkostninger på energiområdet.

Udgangspunktet for arbejdet har været at belyse muligheder for og omkostninger ved at reducere udslippet af alle drivhusgasser (CO₂, metan, lattergas samt de industrielle drivhusgasser) fra alle de centrale sektorer/indsatsområder (energi, transport, affald, industrielle drivhusgasser, landbrug og skovrejsning). Via skovrejsning sker der ikke som for de øvrige indsatsområder en reduktion af drivhusgasudslippet men derimod en CO₂-binding. Ifølge Klimakonventionen kan menneskeskabte ekstraoptag af drivhusgasser (de såkaldte "sinks"), herunder fortrinsvis optag af CO₂ i forbindelse med skovrejsning, i en vis udstrækning fratrækkes udledningen i det samlede regnskab. Hermed bliver CO₂-binding og begrænsninger i udslippet af drivhusgasser to sideordnede måder, hvorpå det danske bidrag til den globale opvarmning kan reduceres. Til trods for at det således ikke er alle de indenlandske tiltag, der er rettet mod en reduktion af drivhusgasudslippet, vil dette udtryk flere steder i rapporten blive brugt som betegnelse for den indenlandske indsats for at reducere bidraget til den globale opvarmning.

Tilsvarende vil betegnelsen CO₂ flere steder blive anvendt i stedet for det længere udtryk CO₂-ækvivalent. Dette er udelukkende af sproglige årsager. Gennemgående fokus i rapporten er på reduktion af CO₂-ækvivalenter, dvs. at der ses på samtlige drivhusgasser og ikke kun CO₂.

På energiområdet betyder den fortsatte udbygning med vindmøller og kraftvarme, at det bliver en stadig større udfordring at tilpasse elproduktionen til forbruget. Denne såkaldte eloverløbsproblematik, der vedrører hele samspillet mellem forbrugs- og produktionssiden, bør der i princippet tages højde for i beregningerne for tiltagene på energiområdet. Dette er dog ikke gjort i denne fase af arbejdet, da der grundlæggende er behov for en nærmere analyse af hele problemstillingen. I det kommende halve år vil en arbejdsgruppe nedsat af Energistyrelsen se nærmere på, hvordan samspillet mellem produktion og forbrug af el og varme optimeres.

2. Resultater og konklusioner

Den overordnede ide i beregningerne er, at der tages udgangspunkt i Danmarks internationale forpligtelse til at reducere emissionen af drivhusgasser. Hensigten med analysen bliver dermed at finde ud af, hvordan den givne reduktionsmålsætning sikres billigst muligt; dvs. hvilke nye initiativer/tiltag, der er mest omkostningseffektive. Der laves dermed en såkaldt cost-effectiveness analyse. Selve reduktionsforpligtelsen analyseres derimod ikke. Der laves således ikke en fuldstændig cost-benefit analyse, hvor alle effekter (inkl. skadesomkostningerne ved CO₂-udslippet) opgøres i kr. og øre.



For hvert af de betragtede tiltag beregnes en CO₂-omkostning, der udtrykker det enkelte tiltags samfundsøkonomiske omkostning pr. ton undgået CO₂-udslip.¹ CO₂-omkostningen afspejler dermed også den værdi, der må tillægges CO₂-reduktionen, for at tiltaget lige præcis balancerer. En mere uddybende beskrivelse af metoden findes i afsnit 3.

Efter at der er beregnet en CO₂-omkostning for hvert af de betragtede initiativer, er ideen i en cost-effectiveness analyse at identificere de tiltag, der tilsammen leverer den ønskede CO₂-reduktion billigst muligt. Der skal her sammenlignes på tværs af både drivhusgasser og sektorer. Sammenligningen på tværs af drivhusgasser foregår ved at alle drivhusgasserne udtrykkes i CO₂-ækvivalenter, jf. afsnit 3.2. Herved bliver det eksempelvis muligt at sammenligne et tiltag, der reducerer CO₂-udslippet med 1.000 ton, og et tiltag, der reducerer metanudslippet med 500 ton. Hovedresultaterne for sammenligning på tværs af sektorer (herunder CO₂-binding) sammenfattes i det følgende, hvor der også ses på mulighederne ved brug af de såkaldte fleksible mekanismer.

Til selve omkostningsberegningen for det enkelte initiativ kan der anvendes en række forskellige metoder. Udgangspunktet for arbejdet har været, at de samfundsøkonomiske omkostninger skal beregnes som såkaldt velfærdsøkonomiske omkostninger, hvor afsættet for omkostningsopgørelsen er forbrugernes præferencer og dermed deres betalingsvilligheder, jf. afsnit 3. Selv med et velfærdsøkonomisk vurderingsgrundlag er der dog flere veje at gå, når CO₂-omkostningerne skal beregnes. Helt overordnet kan der således skelnes mellem generelle (modelbaserede) analyser og partielle analyser. I dette analysearbejde er det valgt at arbejde ud fra en partiel analyse. I de partielle analyser tages der udgangspunkt i et konkret tiltag, og det antages typisk, at dette tiltag kun påvirker enkelte dele af økonomien, hvorfor effekter på resten af økonomien kan lades ude af betragtning.

2.1 Sammenligning af CO₂-omkostninger på tværs af tiltag og sektorer

I analysearbejdet er der blevet set nærmere på i alt 13 tiltag på de seks indsatsområder. Tiltagene blev udvalgt ud fra hensynet til, at der skulle være mindst et tiltag for hvert indsatsområde, at tiltagene forventeligt skulle overstige en vis bagatelgrænse, ikke være uforholdsmæssigt dyre og samtidig have en chance for at blive realiseret senest til Kyoto-protokollens første forpligtelsesperiode 2008-12. Endelig var det naturligvis en forudsætning, at det datamæssige grundlag for at lave beregninger på tiltagene var til stede eller kunne fremskaffes forholdsvis hurtigt. De 13 tiltag kan ikke siges at udgøre et bedste bud på, hvilke initiativer, der skal sættes i gang for at reducere det danske CO₂-udslip – dertil er de valgt for vilkårligt.

¹ CO₂-omkostning har tidligere været kaldt CO₂-skyggepris, men denne sprogbrug er uheldig, da udtrykket økonomisk teoretisk snarere leder tanken hen på værdien af at lempe reduktionsforpligtelsen og dermed refererer til CO₂-omkostningen for det marginale tiltag (når tiltagene iværksættes efter stigende CO₂-omkostning, er det marginale tiltag det dyreste af disse; dvs. det tiltag der lige netop sikrer, at reduktionsforpligtelsen opfyldes).

I tabel 2.1 sammenfattes de analyserede tiltags CO₂-reduktionspotentiale i 2008-12 og CO₂-omkostning.² CO₂-omkostningerne er beregnet med to forskellige valg af diskonteringsrate, 3 pct. hhv. 6 pct., jf. afsnit 3.3. Tiltagene gennemgås nærmere i afsnit 5 og uddybes yderligere i bilagsrapporten.

CO₂-omkostningerne i tabellen er beregnet som såkaldt snævre CO₂-omkostninger, hvor der ikke er taget højde for sideeffekter, der kan være forbundet med tiltagene. I tabel 2.2 i afsnit 2.3 vises tiltagenes CO₂-omkostninger, når det forsøges at inddrage nogle af de væsentlige sideeffekter.

Tabel 2.1. Snævre CO₂-omkostninger for de analyserede indenlandske tiltag

SEKTOR	TILTAG	POTENTIALE, GNM. I 2008-12 (TON CO ₂ -ÆKV.)	OMKOSTNING (KR/TON CO ₂ -ÆKV.)	
			r = 6 pct. _ ¹⁾	r = 3 pct. _ ¹⁾
Affald	Indvinding af metan fra lossepladser	26.500		
Industrigasser	Bekendtgørelse om udfasning	465.000	_ ²⁾	_ ²⁾
Skovbrug	Tilskud til privat skovrejsning	25.600	366	235
Landbrug	Ændret fodring af malkekøer	433.000	500	500
Landbrug	Dyrkning af energiafgrøder	255.000-447.000	_ ³⁾	_ ³⁾
Landbrug	Tiltag til reduktion af ammoniakudslip	34.000	1.900	1.900
Transport	Øgede brændstofafgifter	312.000	2.038	2.038
Energi	Normer for elforbrugende apparater:			
	- Små cirkulationspumper	77.900	-393	-418
	- Tørretumblere	6.400	4.849	4.474
Energi	Elafgift for privat handel og service	364.000	122	122
Energi	Yderligere udbygning med havvindmøller	2.108.000	296	179
Energi	Yderligere udbygning med biomasse	231.000	421	359
Energi	CO ₂ -kvoter for elproduktionen	12.900.000	82	83

1. Ikke beregnet, da reduktionspotentialet ligger under bagatelgrænsen.
2. Det har ikke på det foreliggende datagrundlag været muligt at beregne CO₂-omkostningen for dette tiltag, jf. afsnit 5.
3. Ikke fuldstændig beregnet. Der skal tages højde for konsekvenserne på kraftvarmeværkerne.

² I relation til opfyldelse af reduktionsforpligtelserne i Kyoto-protokollens første forpligtelsesperiode er det CO₂-reduktionspotentialet i 2008-12, der er relevant. Reduktionen i 2008-12 er dog kun et første skridt på vejen i retning af at sikre en stabilisering af atmosfærens CO₂-koncentrationer på et niveau, der forhindrer farlig menneskeskabt indvirkning på klimasystemet. Det er derfor også af betydning, hvilket reduktionspotentiale tiltagene har i tiden efter 2012. For skovrejsning vil størstedelen af CO₂-reduktionen således først vise sig efter udløbet af første forpligtelsesperiode. For hvert enkelt tiltag er CO₂-omkostningen beregnet på basis af det samlede reduktionspotentiale over hele tiltagets tidshorizont.

Som det fremgår af tabellen, er der stor forskel i CO₂-omkostningerne for de enkelte tiltag. CO₂-omkostningerne varierer således fra -393 kr. pr. ton CO₂-ækv. for det billigste (*normer for små cirkulationspumper*) op til 4.849 kr. pr. ton CO₂-ækv. for det dyreste (*normer for tørretumblere*), når der anvendes en diskonteringsrate på 6 pct.³ Også hvad angår reduktionspotentiale er der stor variation mellem de forskellige tiltag. *Indvinding af metan fra lossepladser; tilskud til privat skovrejsning tiltag til reduktion af ammoniakudslip samt normer for tørretumblere* ligger alle under 50.000 ton CO₂-ækv., som er det niveau, der ved projektets start blev defineret som bagatelgrænsen. I den anden ende af skalaen ligger CO₂-kvoter for elproduktionen med et potentiale på tæt ved 13 mio. ton CO₂-ækv.

Omkostningsopgørelsen omfatter i princippet samtlige velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med et givet tiltag, bortset fra sideeffekterne. Det kan dreje sig om investeringsomkostninger, ændrede driftsomkostninger, omkostninger i forbindelse med det valgte virkemiddel (f.eks. overvågning af om en norm for elforbrugende apparater faktisk overholdes) samt såkaldte forvriddingsomkostninger, der opstår, når de relative priser (f.eks. som følge af en afgiftspålæggelse) ændrer sig og dermed tvinger forbrugere og producenter væk fra den situation, de oprindeligt havde valgt. Denne sidste type omkostninger medtages i den velfærdsøkonomiske analyse til forskel fra andre opgørelsesmetoder.

Det er for afgifttiltagene, at metodevalget for alvor slår ud i resultaterne. For *øgede brændstofafgifter og elafgift for privat handel og service* hidrører CO₂-omkostningen således alene fra det forvriddningstab, der opstår, når forbrugere og producenter "tvinges" til at ændre adfærd. En væsentlig grund til, at CO₂-omkostningen for øgede brændstofafgifter bliver så meget større end elafgiften på privat handel og service, er, at forvriddningstabet bliver større, når en i forvejen betydelig afgift øges, end når der indføres en afgift på et område, som ikke tidligere har været afgiftsbelagt, jf. bilag D og G i bilagsrapporten.

Ved sammenligning på tværs af tiltagene må det erindres, at der er betragtelig grad af usikkerhed forbundet med at opgøre CO₂-omkostningerne, hvorfor sammenligningerne bør foretages med en betydelig forsigtighed. Endvidere er det værd at notere sig, at valget af skala/størrelsesorden for det enkelte tiltag er præget af en vis vilkårlighed. En alternativ skalering af tiltaget vil generelt øve indflydelse på såvel CO₂-reduktionspotentiale som CO₂-omkostning.

Det er endvidere værd at bemærke, at fordelingshensyn ikke kommer til udtryk i analysen. Ved beregning af CO₂-omkostningerne er det udelukkende de samlede konsekvenser for det danske samfund, der fokuseres på. Eksempelvis opfattes den udgift,

³ Denne forskel mellem de to typer normer udspringer af, at der for cirkulationspumper er et stort elbesparelspotentiale og kun små ekstraomkostninger, mens normen for tørretumblere har et betydeligt mindre elbesparelspotentiale og betydeligt større ekstraomkostninger, jf. afsnit 5.8.

forbrugere og producenter må afholde ved en afgiftspålæggelse, ikke som en velfærdsøkonomisk omkostning, da den blot repræsenterer en omfordeling i samfundet. Sammenligning af forskellige tiltags velfærdsøkonomiske konsekvenser, som sammenfattet i CO₂-omkostningerne, bør derfor suppleres med information om tiltagens fordelingsmæssige virkning.

På ét punkt er der i tallene i tabellen vist følsomhedsberegninger. Det drejer sig om valg af diskonteringsrate, hvor CO₂-omkostningerne er beregnet med diskonteringsrater på hhv. 3 pct. og 6 pct. Dog er tiltagene på landbrugsområdet udført som statiske beregninger, hvor effekten af tiltaget er antaget at være den samme i alle årene. For disse tiltag har diskonteringsraten derfor ingen betydning for størrelsen af CO₂-omkostningen. For skovrejsning samt udbygning med havvindmøller og biomasse spiller diskonteringsraten en vigtig rolle. Dette skyldes, at disse tiltag har en tidsprofil, hvor omkostningerne i udpræget grad vejer tungt i starten af perioden, mens de fleste af gevinsterne kommer relativt langt ude i fremtiden. For skovrejsning har det også betydning, at der er behov for at operere med et meget langt tidsperspektiv, hvis alle relevante effekter af tiltaget skal indfanges. For de øvrige tiltag ses det, at valg af diskonteringsrate ikke har den store betydning for CO₂-omkostningen.

2.2 Betydningen af sidegevinster

I tabel 2.1 er det kun de snævre velfærdsøkonomiske konsekvenser af tiltagene, der indgår i CO₂-omkostningsberegningen. Mange af tiltagene er imidlertid forbundet med andre væsentlige konsekvenser. Tiltagene på landbrugsområdet vil f.eks. have stor indflydelse på vandmiljøet, mens skovrejsning har en værdi i form af øgede muligheder for friluftsliv samt forbedret biodiversitet. På transportområdet vil tiltag, der reducerer CO₂-udslippet (via ændringer i transportadfærden), bl.a. indvirke på udslippet af andre forurenende stoffer, trafikstøj samt antallet af trafikuheld. På energiområdet er det hovedsagelig sidegevinster i form af f.eks. reduktioner i udslippet af SO₂ og NO_x, det er relevant at inkludere i beregningerne.

Et bud på CO₂-omkostningerne, hvor der er taget højde for nogle af sideeffekterne (også kaldet eksternaliteterne), fremgår af tabel 2.2. Hvor de snævre omkostningsberegninger er forbundet med usikkerhed, er de udvidede beregninger forbundet med endog meget stor usikkerhed, jf. afsnit 3.6. Generelt kan man sige, at jo flere sideeffekter, der er søgt inkluderet i beregningerne, jo større grad af usikkerhed er der forbundet med tallet på bundlinien, dvs. CO₂-omkostningen. Det er også væsentligt at pointere, at de sideeffekter, der er kvantificeret og værdisat og dermed indgår i beregningerne, i høj grad er udvalgt ud fra hensynet til tilstedeværelsen af relevante tal. Det betyder, at tallene i tabel 2.2 på ingen måde må opfattes som et bud på de sande velfærdsøkonomiske omkostninger, hvor samtlige relevante forhold er taget med i betragtning.

Tabel 2.2 CO₂-omkostninger med hhv. uden sideeffekter

Sektor	Tiltag	Type af sideeffekter, der er medregnet	CO ₂ -omkostning (r=6 pct.) (kr./ton CO ₂ -ækv.)	
			Uden sideeffekter	Med sideeffekter
Skovbrug	Tilskud til privat skovrejsning	Værdi af friluftsliv	366	-42 ¹⁾
Landbrug	Ændret fodring af malkekøer	Ingen	500	-
Landbrug	Tiltag til reduktion af ammoniakudslip	Ingen	1.900	-
Transport	Øgede brændstofafgifter	Infrastrukturomk., uheld, støj, emissioner (SO ₂ , NO _x , HC og partikler)	2.038	1.204
Energi	Normer for elforbrugende apparater:			
	- Små cirkulationspumper	Emissioner (SO ₂ og NO _x)	-393	-446
	- Tørretumblere	Emissioner (SO ₂ og NO _x)	4.849	4.796
Energi	Elafgift for privat handel og service	Emissioner (SO ₂ og NO _x)	122	64
Energi	Yderligere udbygning med havvindmøller	Emissioner (SO ₂ og NO _x)	296	243
Energi	Yderligere udbygning med biomasse	Emissioner (SO ₂ og NO _x)	421	408
Energi	CO ₂ -kvoter for elproduktionen	Emissioner (SO ₂ og NO _x)	82	28

1) Heri er medregnet den CO₂-besparelse, der opstår, fordi skovbrug har en lavere emission af drivhusgasser end den landbrugsdrift, der fortrænges.

For nogle af tiltagene gør det en kolossal forskel, om der tages højde for sideeffekter. CO₂-omkostningen for *tilskud til privat skovrejsning* reduceres således fra 366 kr. pr. ton CO₂ til -42 kr. pr. ton CO₂. Når et bud på værdien af friluftsliv inkluderes i beregningerne, kan skovrejsning således ligefrem give en velfærdsøkonomisk gevinst selv uden hensyntagen til værdien af at reducere CO₂-udslippet. Også for *øgede brændstofafgifter* sker der en dramatisk reduktion i CO₂-omkostningen, når andre effekter inddrages. CO₂-omkostningen falder således fra 2.038 kr. pr. ton CO₂ til 1.204 kr. pr. ton CO₂.

På landbrugsområdet retter *tiltag til reduktion af ammoniakudslip* sig især mod at reducere eutrofieringen (en forøget tilførsel af kvælstof og fosfor, der fører til en forringelse af vandkvaliteten). Denne gevinst er formentlig så betydelig, at den alene kan begrunde tiltaget. Det kan således diskuteres, om tiltaget egentlig er relevant at betragte som værende rettet mod reduktion af drivhusgasudslippet, eller om ikke klimaeffekten snarere skal ses som en sidegevinst i forhold til andre fordele. Denne pointe er væsentlig at holde sig for øje, da det netop ikke i beregningerne har været muligt at knytte en værdi i kr. og øre til den reducerede eutrofiering som følge af tiltaget. Denne værdi må forventes at være betydelig, hvorfor CO₂-omkostningen i bredere forstand formodentlig vil ligge betydeligt under de 1.900 kr. pr. ton CO₂, som er resultatet af den snævre velfærdsøkonomiske beregning.

På energiområdet er der i de udvidede beregninger taget højde for den sidegevinst i form af reducerede udslip af SO₂ og NO_x der følger med, når el- og varmeproduktionen reduceres eller omlægges. Der er ikke taget højde for ændringen i udslip af andre forurenende stoffer som eksempelvis partikler. Når effekten af det ændrede SO₂- og NO_x-udslip regnes med, reduceres CO₂-omkostningen mindst for *yderligere udbygning med biomasse*. Det skyldes, at denne omlægning af forsyningen ikke reducerer udslippet

af SO₂ og NO_x helt så meget pr. ton reduceret CO₂ som de øvrige tiltag, da afbrænding af biomasse i sig selv er forbundet med udslip af disse stoffer.

2.3 Rangordning af tiltagene

I det ovenstående blev der givet et bud på CO₂-omkostningerne ved at øge CO₂-optaget i skov eller ved at reducere drivhusgasudslippet vha. forskellige tiltag. På basis af disse beregninger kan man så spørge, hvad det vil koste for det danske samfund at leve op til de forpligtelser, der følger ved ratifikation af Kyoto-protokollen, og hvordan (dvs. hvilke drivhusgasser, i hvilke sektorer og med hvilke virkemidler) indsatsen tilrettelægges mest omkostningseffektivt.

For at kunne svare på disse spørgsmål tages der udgangspunkt i, hvor langt Danmark, ifølge den nyeste fremskrivning af drivhusgasudslippet (Energistyrelsen, 2001b) er fra målopfyldelsen. Fremskrivningen viser, at det gennemsnitlige årlige udslip af drivhusgasser i perioden 2008-12 bliver 75,2 mio. ton, hvis der ikke sker yderligere tiltag for at mindske udslippet, jf. afsnit 4. Danmarks reduktionsforpligtelse tilsiger, at der maksimalt må udledes 60,4 mio. ton årligt, hvilket betyder, at der skal findes tiltag, som sikrer en reduktion på 14,8 mio. ton årligt, for at Danmark kan leve op til sine internationale forpligtelser. Den såkaldte manko er altså 14,8 mio. ton årligt. De 10 tiltag, for hvilke der er beregnet velfærdsøkonomiske omkostninger, har et samlet reduktionspotentiale på knap 16,5 mio. ton CO₂-ækv. De analyserede tiltag vurderes således tilsammen at have et potentiale, der er mere end tilstrækkeligt til at dække mankoen på 14,8 mio. ton. At der er tiltag nok til at dække mankoen, betyder dog ikke nødvendigvis, at det er de bedst tænkelige initiativer, da tiltagene som allerede nævnt er udvalgt med en vis vilkårlighed.

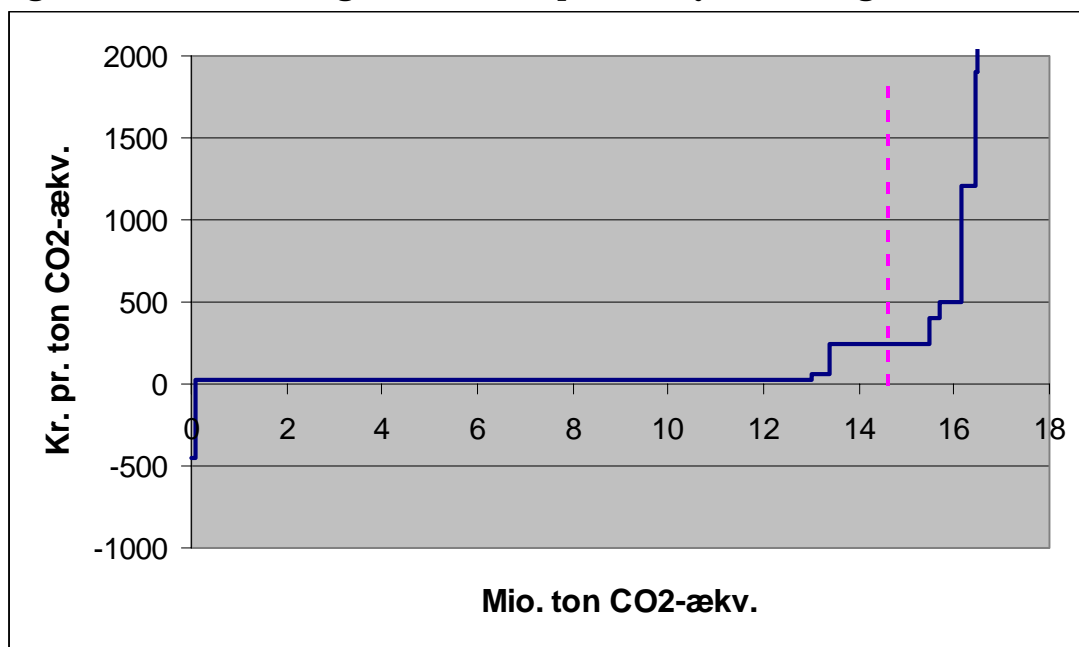
For at finde ud hvordan indsatsen tilrettelægges mest effektivt, rangordnes de enkelte tiltag, så de giver et bud på en samlet strategi til reduktion af drivhusgasudslippet i et omfang, der gør, at mankoen elimineres. Der kan således opstilles en samlet reduktionsomkostningskurve, der rangordner tiltagene efter stigende CO₂-omkostning. Der er følgende problemer forbundet med at opstille og anvende en sådan omkostningskurve som prioriteringsværktøj, jf. afsnit 3.7:

- Kurven er ikke komplet, da der ikke er regnet på alle relevante tiltag.
- For det enkelte tiltag er ikke alle relevante forhold afspejlet i omkostningsberegningen.
- Tiltagene kan være afhængige af hinanden, hvorfor der kan være behov for at rekalkulere omkostningerne, før end tiltagene kan rangordnes.

Disse forbehold skal huskes ved fortolkning af den omkostningskurve, der i figur 2.1 heroisk er opstillet direkte ud fra de tidligere anførte CO₂-omkostninger for de enkelte tiltag. De afbildede CO₂-omkostninger viser omkostningerne, når de værdisatte sideeffekter er taget med i betragtning; dvs. omkostningerne baseret på et bredere vel-

færdsøkonomisk grundlag. For de to landbrugstiltag er der ikke i beregningerne taget højde for nogen af sideeffekterne, og i figuren er derfor benyttet de snævre velfærdsøkonomiske beregninger. Dette er en af grundene til, at rangordningen i figuren ikke må tages som udtryk for den "sande" velfærdsøkonomiske rangordning af de 10 tiltag.

Figur 2.1 CO₂-omkostningskurve baseret på de analyserede tiltag



I figuren angiver den trapeformede kurve omkostningskurven for de 10 analyserede tiltag, mens den lodrette stiplede linie viser reduktionskravet, hvis 21 pct.-målsætningen i 2008-12 skal overholdes. En omkostningseffektiv indsats baseret på de 10 tiltag vil således kræve, at man iværksætter de tiltag, der ligger til venstre for den stiplede linie. I figuren er der ikke skrevet på, nøjagtig hvilke tiltag det drejer sig om, da formålet med figuren mest er af illustrativ art. En rangordning af tiltagene, hvor det eksplisit fremgår hvilke tiltag, der skal iværksættes for at sikre den billigst mulige opfyldelse af målsætningen, fremgår af tabel 2.3.

I tabel 2.3 er de tiltag, der skal sættes i værk for at sikre at reduktionsforpligtelsen opfyldes billigst muligt (med forbeholdene for beregningerne in mente), angivet med fed skrift. Ved at iværksætte de fem tiltag: *normer for cirkulationspumper*; *tilskud til privat skovrejsning*; *CO₂-kvoter for el-produktionen*; *elafgift for privat handel og service* og *yderligere udbygning med havvindmøller* kan forpligtelsen opfyldes billigst muligt. Det skal bemærkes, at de fem tiltag tilsammen mere end eliminerer mankoen. Det skyldes, at tiltagene er skaleret i store enheder. Den samlede manko er således 14,8 mio. ton CO₂ om året, mens de fem tiltag tilsammen giver en reduktion på næsten 15,5 mio. ton CO₂.

CO₂-omkostningerne angivet i tabel 2.3 anvendes kun til rangordning af tiltagene. De samlede omkostninger ved at leve op til reduktionsforpligtelserne kan således ikke

beregnes ud fra tallene i tabel 2.3. Det skyldes, at reduktionspotentialet i 2008-12 ikke giver et fyldestgørende billede af de CO₂-besparelser, tiltagene kan generere over deres levetid, da tiltagene også giver CO₂-reduktioner både før og efter perioden 2008-12. De samlede omkostninger ved de fem omkostningseffektive tiltag må i stedet findes ved at annuisere de samlede nettoomkostninger ved tiltagene og derved finde et udtryk for de årlige omkostninger ved de enkelte tiltag over hele levetiden.⁴ På denne måde kan det beregnes, at reduktionsforpligtelsen kan opfyldes formedelst en årlig velfærdsøkonomisk omkostning på 474 mio. kr. fra og med 2000, hvis de billigste blandt de analyserede tiltag tages i anvendelse.

Ved fortolkning af dette resultat må det understreges, at der i beregningerne opereres med forskellig tidshorisont for de enkelte tiltag. Hvis der havde været opereret med en uendelig tidshorisont for alle tiltagene (som det gøres for *tilskud til privat skovrejsning*) kunne de 474 mio. kr. fortolkes som den ekstraomkostning, de fem tiltag ville give anledning til fra og med 2000 og til evig tid. Da der imidlertid ikke opereres med en sådan fælles tidshorisont, bliver fortolkningen, at tiltagene genererer en velfærdsøkonomisk omkostning på 474 mio. kr. årligt frem til og med 2012 (som er den korteste tidshorisont der opereres med), hvorefter den falder.

Endvidere må det erindres, at de fem tiltag dels mere end opfylder reduktionsforpligtelsen i perioden 2008-12, dels giver anledning til reduktioner uden for første forpligtelsesperiode. Det betyder, at de velfærdsøkonomiske omkostninger ved i snæver forstand at leve op til forpligtelsen kunne være lavere end ovenfor angivet. Dette er dog en relativt akademisk observation. I praksis vil man alligevel aldrig kunne time reduktionen, så mankoen lige akkurat dækkes, og CO₂-reduktionsforpligtelserne i 2008-12 giver kun mening, hvis de følges op i de efterfølgende år.

Tabel 2.3 Rangordning af de analyserede tiltag

	Reduktionspotential (gnm. 2008-12)	Kumuleret reduktions- potential (gnm. 2008-12)	CO ₂ -omkostning
	----- Ton CO ₂ -ækv. -----		Kr/ton CO ₂ -ækv
Normer for cirkulationspumper	77.900	77.900	-446
Tilskud til privat skovrejsning	25.600	103.500	-42
CO₂-kvoter for elproduktionen	12.900.000	13.003.500	28
Elafgift, privat handel og service	364.000	13.367.500	64
Yderligere udbygning med hav- vindmøller	2.108.000	15.475.500	243
Yderligere udbygning med biomasse	231.000	15.706.500	408
Ændret fodring af malkekøer	433.000	16.139.500	500
Øgede brændstofafgifter	312.000	16.451.500	1.204
Reduktion af ammoniakudslip	34.000	16.485.500	1.900
Normer for tørretumblere	6.400	16.491.900	4.796

⁴ Et alternativ hertil er at annuisere CO₂-besparelserne over den betragtede tidsperiode og derpå finde de samlede omkostninger ved at multiplicere med de pågældende tiltags CO₂-omkostning. At de samlede omkostninger kan beregnes på begge måder afspejler, at CO₂-omkostningen kan fortolkes som forholdet mellem de annuiserede omkostninger og de annuiserede CO₂-besparelser.

Rangordningen af tiltagene i tabel 2.3 giver et her-og-nu billede af potentialer og omkostninger ved at iværksætte de analyserede tiltag, men i takt med bl.a. den teknologiske udvikling vil resultaterne hurtigt kunne ændre sig. Det skyldes især, at den teknologiske udvikling hurtigt kan ændre afgørende på de tekniske og økonomiske forudsætninger for beregningerne. Da den fremtidige teknologiske udvikling i sagens natur er meget vanskelig at forudsige, er der afstået fra at forsøge at korrigere herfor i beregningerne. Til prioriteringsformål vil der derfor være behov for at opdatere resultaterne jævnlige.

Der kunne i det videre arbejde være behov for at se nærmere på, hvad der driver teknologiudviklingen og dermed muliggør større reduktioner til lavere omkostninger. Der har især været fremført to hovedforklaringer, som komplementerer hinanden. For det første at teknologiudviklingen drives af indsatsen inden for forskning og udvikling. For det andet at teknologien inden for et område typisk udvikles og forbedres ved fortsat brug (learning by doing). Et eksempel på dette er vindmølleteknologien, hvor elproduktionsomkostningerne er faldet markant i takt med udbygningen. Et initiativ kan således potentielt direkte fremme den teknologiske udvikling på feltet, hvilket i gunstigste fald kan forbedre den samfundsøkonomiske rentabilitet mærkbart.

2.4 Indenlandske CO₂-reduktioner versus fleksible mekanismer

Det forventes, at det bliver muligt at anvende de tre såkaldte fleksible mekanismer (også kaldet Kyoto-mekanismerne) til delvis opfyldelse af de danske reduktionsforpligtelser i første forpligtelsesperiode 2008-12. De tre mekanismer, der alle giver mulighed for at blive krediteret for emissionsreduktioner, som er opnået i andre lande, er kvotehandel, Joint Implementation (JI) og Clean Development Mechanism (CDM). *Kvotehandling* er handel med emissionskvoter mellem lande med reduktionsforpligtelser. *Joint Implementation* er projektbaseret gennemførelse af emissionsreduktioner i andre lande med reduktionsforpligtelser, mens *Clean Development Mechanism* er projektbaseret gennemførelse af emissions-reduktioner i lande uden reduktionsforpligtelser (typisk U-lande). Mekanismerne beskrives nærmere bilag K i bilagsrapporten.

De internationale regler for de fleksible mekanismer er endnu ikke endeligt fastlagte, men forventes at blive det ved genoptagelsen af COP6 senere i år. Kyoto-protokollen skaber mulighed for at starte CDM-projekter allerede fra 2000 og få godkendt de opnåede emissionsreduktioner til at indgå i opfyldelse af forpligtelsen i 2008-12. Der er dog endnu ikke er klare regler for projekternes konkrete udformning. Kvotehandel og JI er det endnu ikke muligt at udnytte internationalt til opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelse.

Der er i dag ikke nogen danske aktører, der har et tilstrækkeligt incitament til at købe emissionskvoter. En udnyttelse af de kommende internationale muligheder for kvotehandel vil derfor kræve en omlægning af det nationale system. Hvordan et nationalt system konkret skal indrettes, for at danske aktører skal kunne udnytte de kommende internationale handelsmuligheder er endnu ikke afklaret. Det er et spørgsmål, der arbejdes med i Energistyrelsen for øjeblikket.

Under forudsætning af at de internationale regler kommer på plads, så det bliver muligt at bruge mekanismerne, er der hovedsageligt to aspekter der vil få betydning for anvendelsen af de fleksible mekanismer:

- En vurdering af de økonomiske omkostninger – kan det betale sig?
- En politisk valg mht. hvor meget man ønsker at anvende mekanismerne.

Der er i dag ikke noget egentligt marked for emissionsreduktionsbeviser, så prisen kendes ikke, og der er store usikkerheder forbundet med at give et bud på de kommende priser. De økonomiske omkostninger eller fordele ved brug af projektmekanismerne vil afhænge af anvendelsesomfanget og konstruktionen af mekanismerne, og ikke mindst af hvor mange lande og sektorer der deltager i handlen.

På baggrund af en gennemgang af 13 forskellige modelanalyser har Copenhagen Economics for Energistyrelsen vurderet omkostningerne ved opfyldelsen af Kyoto-protokollen og mulige fremtidige kvotepriser, jf. Copenhagen Economics (2001). På baggrund af denne analyse skønnes det, at prisen på handel med emissionsreduktioner i første forpligtelsesperiode forventes at blive i størrelsesordenen 180 kr. Skønnet er baseret på en række specifikke antagelser og er forbundet med store usikkerheder, jf. bilag K i bilagsrapporten.

Ved en vurdering af, i hvilket omfang mekanismerne skal anvendes, må der også tages højde for, hvilken betydning brugen af mekanismerne vil have for den hjemlige teknologiudvikling samt for udviklingen og miljøet i de lande, hvor reduktionerne skal gennemføres. Endvidere kan det diskuteres, om der er et etisk problem forbundet med, at reduktionerne gennemføres i lande, der måske har langt lavere emission, end den vi har her i landet.

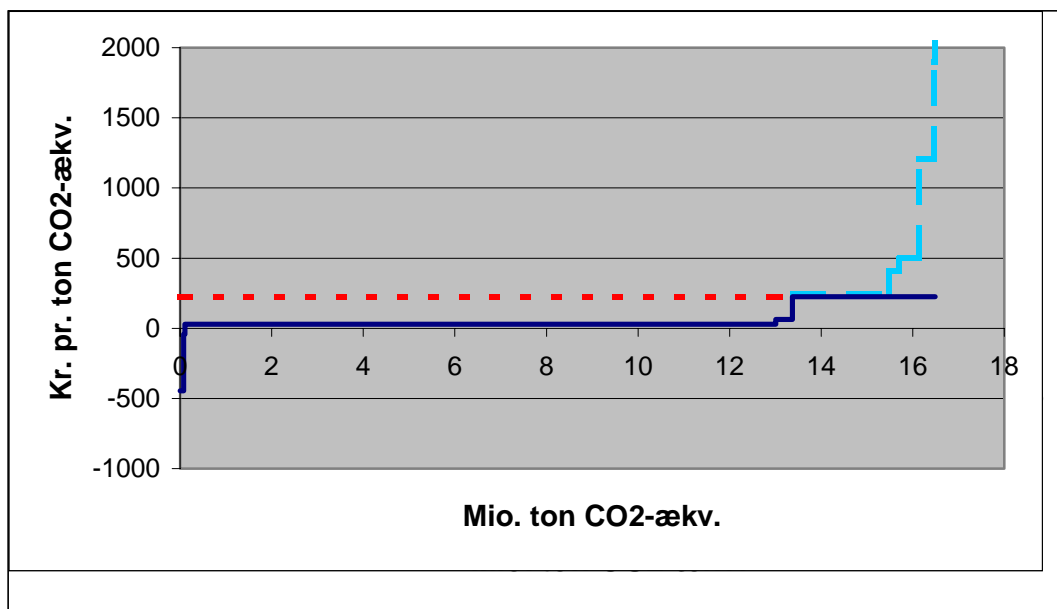
Det kan ikke afvises, at der på kortere sigt gennem anvendelse af de projektbaserede fleksible mekanismer kan opnås CO₂-reduktioner, der er billigere end de 180 kr. pr. ton. Det er dog usikkert, hvilket omfang dette kan få, og hvordan reduktionerne skal godskrives, da der ikke findes internationale retningslinier for dette. Derfor benyttes i det følgende kvoteprisen på 180 kr. pr. ton som bud på omkostningerne ved at bruge fleksible mekanismer i første forpligtelsesperiode.

Ud fra en snæver økonomisk vurdering vil en effektiv tilrettelæggelse af den danske forpligtelse på klimaområdet forudsætte, at man iværksætter de indenlandske tiltag, der har en CO₂-omkostning på op til 180 kr. pr. ton CO₂-ækvivalent multipliceret med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede varer på 1,25, jf. afsnit 3.5. Det betyder, at man ud fra en velfærdsøkonomisk vurdering skal iværksætte indenlandske tiltag

med en CO₂-omkostning på op til 225 kr. pr. ton CO₂.⁵ Den øvrige reduktionsforpligtelse bør derefter klares vha. Kyoto-mekanismerne.

Dette ses illustreret i figur 2.2, hvor den tidligere trappeformede kurve skæres af en vandret linie ved prisen på 225 kr. Den relevante omkostningskurve er nu den fuldt optrukne kurve, der er sammensat af den trappeformede kurve for de billigste af de indenlandske tiltag og derefter den vandrette linie fra det niveau, hvor reduktion kan sikres billigere ved at købe reduktioner i udlandet. Det må dog erindres, at prisen på internationalt handlede emissionsreduktioner (de 180 kr.) er forbundet med endog meget stor usikkerhed, samt at der kan være andre forhold end de rent økonomiske, der spiller ind på, i hvilket omfang Danmark bør udnytte mulighederne for billigere reduktionsforpligtelser i andre lande.

Figur 2.2 CO₂-reduktionsomkostningskurve, når handel med emissionsreduktioner tillades



Som det fremgår af figur 2.2, er brugen af fleksible mekanismer med de her anvendte forudsætninger lidt billigere end yderligere udbygning med havvindmøller, om end forskellen mellem de to tiltags CO₂-omkostninger er yderst begrænset i forhold til de usikkerheder, der er forbundet med beregningerne. Ved at benytte de fleksible mekanismer reduceres de årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved at leve op til reduktionsforpligtelsen fra 474 mio. kr. til 452 mio. kr.

⁵ Hvis man yderligere vurderer, at brugen af de fleksible mekanismer er forbundet med en større grad af usikkerhed end de hjemlige tiltag, kan der argumenteres for, at de 225 kr. pr. ton skal tillægges en form for risikotillæg, når omkostningerne skal sammenlignes.

Generelt kan det være på sin plads at pointere, at det ikke på basis af analysen entydigt kan konkluderes, at brug af de fleksible mekanismer sikrer, at Danmark billigere kan leve op til sine reduktionsforpligtelser. Det kan vise sig at være økonomisk rationelt at gøre brug af de fleksible mekanismer, men det er ikke indlysende, at det er et virkemiddel, der skal anvendes i stor skala.

2.5 Konklusioner

Formålet med dette afsnit har været at illustrere, hvad CO₂-omkostningsberegningerne kan anvendes til og samtidig understrege, at man må være på vagt overfor at drage meget håndfaste konklusioner på basis af beregningerne. CO₂-omkostningerne for de udvalgte tiltag er beregnet dels som snævre beregninger, hvor kun markedsomsatte effekter tages i betragtning, dels som udvidede beregninger hvor der er gjort forsøg på at inkludere nogle af de ikke-markedsomsatte sideeffekter (også kaldet eksternaliteter) forbundet med tiltagene. Det har kun i begrænset omfang været muligt at få et bud på omfanget af disse effekter, så i forhold til at skabe en fuldstændig velfærdsøkonomisk rangordning af tiltagene er der stadig lang vej at gå.

På basis af de beregnede CO₂-omkostninger er der opstillet en reduktionsomkostningskurve, der rangordner tiltagene efter stigende CO₂-omkostning. Ud fra denne omkostningskurve kan de tiltag, der billigst muligt sikrer opfyldelse af reduktionsforpligtelsen, identificeres. Der er imidlertid ikke lagt op til, at vi med identifikation af de omkostningseffektive tiltag har et bud på den strategi, Danmark bør følge for at opfylde reduktionsforpligtelsen. Dels har vi kun set på udvalgte tiltag, dels har det for disse tiltag været svært at få inddraget væsentlige sideeffekter, som det er vigtigt at få med i en komplet velfærdsøkonomisk analyse. Endelig udestår der nogle metodemæssige problemer, som gør, at vi endnu ikke har et fuldt konsistent metodegrundlag til sammenligning af forskellige tiltag. Dette beskrives nærmere i afsnit 3.5. I anden fase af arbejdet skal der arbejdes videre med disse metodemæssige spørgsmål.

Ved beregning af CO₂-omkostninger anvendes en lang række parametre, som er behæftet med stor usikkerhed. Det betyder, at de beregnede CO₂-omkostninger tilsvarende er præget af betydelig usikkerhed. Dels er der usikkerhed om resultaternes absolutte størrelse, dels kan forskellige valg af parametre spille ind på, hvordan de enkelte tiltag rangordnes i forhold til hinanden. Gennemførelse af følsomhedsvurderinger, herunder for den forventede teknologiudvikling, er derfor en forudsætning for at omkostningsberegningerne kan anvendes som prioriteringsgrundlag. I denne fase af arbejdet er der ikke på systematisk vis lavet følsomhedsanalyser. Dette er også et område, som fortjener yderligere opmærksomhed i fase II af arbejdet.

3. Den anvendte metode

I dette afsnit præsenteres i grove træk, hvad det er for en metode, der anvendes. Rationalet bag beregning af CO₂-omkostninger gennemgås, og de enkelte elementer i



CO₂-omkostningsberegningen behandles ét for ét. Til sidst i afsnittet diskuteres det, hvordan de beregnede CO₂-omkostninger kan anvendes som element i en samlet prioritering af, hvordan den danske klimainsats bør tilrettelægges.

Beregningerne er baseret på et velfærdsøkonomisk teorigrundlag og er udført som partielle analyser. Der er således som udgangspunkt ikke taget højde for afledte og indirekte effekter. Som det fremgår nedenfor, er det imidlertid vanskeligt ud fra en partiel tilgang at opstille en metode, der sikrer komplet konsistens mellem beregningerne for forskellige typer af tiltag. Metoden er således endnu ikke fuldstændig på plads, og med denne første fase af arbejdet kan vi derfor ikke siges at have nået frem til en fuldt ud konsistent metode til sammenligning på tværs af alle typer initiativer. De første spæde skridt i denne retning er taget, men der er behov for yderligere metodeudvikling. Nogle tanker om, hvordan metoden kan implementeres, så den kan anvendes konsistent for alle typer tiltag, findes i afsnit 6 samt bilag L i bilagsrapporten.

3.1 CO₂-omkostningsopgørelsen

For at få lidt bedre forståelse af elementerne i en beregning af CO₂-omkostningen for et givet tiltag er det hensigtsmæssigt at se nærmere på den matematiske formel, der danner udgangspunkt for beregningen. For hvert enkelt tiltag er ideen, at der ses på de omkostninger og gevinster, der opstår som følge af tiltaget. Disse omkostninger og fordele har en tidsmæssig profil, som udtrykkes i konsekvenser nu-og-her (den såkaldte nutidsværdi) ved brug af diskonteringsraten. Det indebærer, at konsekvenserne tillægges mindre og mindre værdi, jo længere ude i fremtiden, de forventes at indtræffe. Rationalet bag brug af diskonteringsraten behandles nærmere i afsnit 3.3.

Når r udtrykker diskonteringsraten og T tiltagets tidshorisont, kan formelen til beregning af et tiltags nutidsværdi (NNV) udtrykkes:

$$NNV = \sum_{t=1}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} - \sum_{t=1}^T \frac{\Delta CO_2^t \cdot P^{CO_2}}{(1+r^{CO_2})^t}$$

hvor B_t angiver tiltagets gevinster i form af eksempelvis miljøforbedringer (udover selve CO₂-reduktionen) i periode t , C_t afspejler tiltagets nettoomkostninger i periode t , ΔCO_2^t (som er et negativt tal, når der er tale om et CO₂-reducerende tiltag) angiver ændringen i CO₂-udslippet i periode t som følge af tiltaget, og r^{CO_2} angiver diskonteringsraten for CO₂-emissioner. Endelig angiver P^{CO_2} (der *ikke* varierer over tid) værdien af en reduktion i drivhusgasudslippet.

Ændringen i CO₂-udslip samt tiltagets gevinster og omkostninger opgøres alle i forhold til referencesituationen, som er den forventede udvikling uden nogen af de tiltag, der regnes på. Referencesituationen og specielt udslippet af drivhusgasser i referencesituationen behandles nærmere i afsnit 4.



Som det fremgår af formlen, ses der på CO₂-reducerende tiltag, som er forbundet med omkostninger samt eventuelt nogle sidegevinster, dvs. gevinster, der ligger ud over selve CO₂-reduktionen. Dette kunne f.eks. være reduktion af andre miljøbelastninger som emission af NO_x og SO₂. Som det ses af formlen, er CO₂-omkostningen antaget at være konstant over tid. At den værdi, der tilskrives CO₂-reduktioner, alligevel kan variere, kan i formlen fanges via den anvendte diskonteringsrate for CO₂-reduktioner (r^{CO_2}). Hvis skadesomkostningen ved at udlede CO₂ vurderes at stige over tid, kan denne effekt inddrages ved at anvende en lavere diskonteringsrate for CO₂ end for nettoomkostningerne ved tiltaget. I de udførte beregninger er de to diskonteringsrater (r og r^{CO_2}) dog ens.

I ovenstående formel er det værdien af CO₂-reduktioner, der er den ubekendte faktor. Der gøres i analysen intet forsøg på at bestemme denne værdi. I stedet beregnes CO₂-omkostningen, der afspejler, hvor stor værdi reduktion af drivhusgasudslippet skal have, for at tiltaget lige netop balancerer. At tiltaget lige netop balancerer svarer til, at ovenstående udtryk sættes lig nul. Gøres dette kan CO₂-omkostningen beregnes som følger:

$$NNV = \sum_{t=1}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} - \sum_{t=1}^T \frac{\Delta CO_2^t \cdot P^{CO_2}}{(1+r^{CO_2})^t} = 0 \Rightarrow$$

$$P^{CO_2} = \sum_{t=1}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} \cdot \left(\sum_{t=1}^T \frac{\Delta CO_2^t}{(1+r^{CO_2})^t} \right)^{-1}$$

CO₂-omkostningen kan med denne beregningsmetode godt blive negativ. Hvis der for et tiltag findes en negativ CO₂-omkostning, afspejler det, at tiltagets øvrige gevinster overstiger omkostningerne (B_t er større end C_t i formlen), dvs. at tiltaget giver en samfundsøkonomisk gevinst – selv når der ses bort fra den gevinst, der følger af det lavere CO₂-udslip. Hvis omvendt CO₂-omkostningen er positiv, afspejler det, at tiltagets øvrige gevinster ikke er store nok til i sig selv at berettiggø afholdelse af tiltagets omkostninger. Tiltaget er i så fald alene samfundsøkonomisk rentabelt, hvis CO₂-omkostningen vurderes ikke at overstige den positive velfærdsvirkning af CO₂-reduktionen.

De enkelte elementer i formlen (dvs. ΔCO_2 , r , r^{CO_2} , T , C og B) diskuteres nærmere i de følgende underafsnit.

3.2 Beregning af CO₂-ækvivalent reduktionen (ΔCO_2^t)

Som input til beregning af CO₂-omkostningen for et givet tiltag er der behov for at vide, hvilken effekt tiltaget har på udslippet af drivhusgasser. Der er således behov for at kende udslippet både med og uden tiltaget. På energiområdet opereres der i denne



rapport med en antagelse om, at den elproduktion, der fortrænges, svarer til den gennemsnitlige produktion på de kraftværker, der udelukkende producerer el. Der er hovedsagelig tale om kulbaseret produktion, men i et vist omfang anvendes også andre brændsler, herunder især naturgas.

Der ses på tiltagets konsekvenser for samtlige drivhusgasser og ikke kun for CO₂. Kyoto-protokollen omfatter foruden CO₂, også metan (CH₄), lattergas (N₂O) og de såkaldte industrigasser. Drivhusgassernes opvarmningspotentiale er ikke ens, og når man skal have et samlet mål for klimabelastningen, skal et ton CO₂ derfor ikke tillægges samme vægt som eksempelvis et ton metan. Stoffernes opvarmningspotentiale fastlægges i forhold til CO₂, der tillægges en vægt på 1. Den samlede udledning opgøres derfor i såkaldte CO₂-ækvivalenter. Den CO₂-omkostning, der beregnes, udtrykkes således som en værdi pr. ton CO₂-ækvivalent, selv om dette ikke altid skrives eksplicit.

Den vægt, de enkelte drivhusgasser tillægges i forhold til CO₂, er ikke entydigt bestemt, men afhænger af den tidshorizont, der opereres med, da drivhusgasserne har forskellige levetider i atmosfæren. I Klimakonventionen benyttes vægte, der svarer til en tidshorizont på 100 år. Som det fremgår af tabel 3.1, er der meget stor forskel på de enkelte drivhusgassers opvarmningspotentiale. CO₂ er således den svageste drivhusgas, og når det alligevel er CO₂-udslippet, der vejer tungest i bidraget til den globale opvarmning, skyldes det alene, at CO₂-udslippet er mange gange større end udslippet af de øvrige drivhusgasser. Omvendt er de industrielle drivhusgasser meget kraftigt virkende, men udslippet af dem er til gengæld betydeligt lavere end udslippet af CO₂.

Tabel 3.1. Drivhusgassernes globale opvarmningspotentiale

Stof	Naturligt forekommende stoffer			Industrigasser		
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	HFC'er	PFC'er	SF ₆
CO ₂ -ækvivalent	1	310	21	140-11.700	6.500-9.200	23.900

3.3 Diskontering (r og r^{CO₂})

Ved diskonteringen afvejes konsekvenser, der indtræffer på forskellige tidspunkter, mod hinanden. Valg af diskonteringsrate kan have afgørende betydning for vurdering af CO₂-omkostningen, især for lange investeringsprojekter. Den samfundsøkonomiske diskonteringsrate, *r*, fastlægges med det udgangspunkt, at tiltagets samfundsøkonomiske omkostninger består i, at det beslaglægger ressourcer, som kunne have været nyttiggjort andetsteds i økonomien.

Ud fra et velfærdsøkonomisk synspunkt er det afgørende, at tiltagets udgifter og indtægter i en given periode i sidste ende påvirker husholdningernes forbrugsmuligheder i perioden. Den velfærdsøkonomiske omkostning ved at afholde en given udgift er, at udgiften fjerner muligheden for at forbruge den produktion, der ville fremkomme,

hvis udgiften blev brugt på et alternativt projekt.⁶ Ud fra et velfærdsøkonomisk synspunkt er det relevante derfor at diskontere med en præferencebaseret diskonteringsrate, der bestemmes som husholdningernes tidspræferencerate plus et tillæg som følge af, at den marginale nytte af forbrug er faldende.⁷ En præferencebaseret diskonteringsrate på f.eks. 3 pct. p.a. er udtryk for, at forbrugerne har lige stor glæde af et forbrug på 100 enheder af en given vare i indeværende år og et forbrug på 103 enheder næste år.

Tidspræferenceraten angiver, i hvilken grad husholdningerne vurderer et givet forbrug nu højere end et tilsvarende forbrug i fremtiden på grund af utålmodighed. Den "rene" tidspræferencerate kan eventuelt forhøjes med en risikopræmie. Nyttens af en given tilvækst i forbruget vil normalt være mindre, jo mindre forbruget er i forvejen (aftagende marginal nytte). I en vækstøkonomi med stadig højere niveau for forbruget vil nyttevirkningen af en given forbrugsændring således være aftagende over tid, hvilket opfanges ved at forhøje den præferencebaserede diskonteringsrate som beskrevet.

Den præferencebaserede diskonteringsrate er en subjektiv størrelse, der er meget vanskelige at bestemme empirisk. Derfor er metoden i praksis ikke så operationel.

Ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt kan brug af den præferencebaserede diskonteringsrate anfægtes: Samfundet med en meget lang (uendelig) levetid besidder ikke nødvendigvis individernes utålmodighed, som bl.a. er baseret på deres begrænsede levetid. I så fald bør tidspræferenceleddet nedvægtes eller eventuelt helt udgå i den samfundsøkonomiske diskonteringsrate, som altså bliver væsentlig lavere.

Alternativt kan der tages udgangspunkt i, at tiltaget fortrænger andre investeringsprojekter. Samfundsøkonomisk set "finansieres" tiltaget således ved, at andre projekter ikke gennemføres. Den samfundsøkonomiske omkostning herved er det afkast, disse projekter kunne have givet. Derfor er det relevant at diskontere med den afkastgrad, de investerede midler kunne have givet i alternativ anvendelse. Finansministeriet (1999) skønner, at den faktiske gennemsnitlige reale afkastgrad før skat i private investeringsprojekter ligger i intervallet 6-11 pct. Der opereres med afkastet før skat, da selve skattebetalingen er en overførsel af en del af afkastet fra den private til den offentlige sektor, hvilket ikke i sig selv ændrer det samlede samfundsøkonomiske afkast. En del af afkastet er udtryk for en risikopræmie. Offentlige investeringsprojekter har formentlig en systematisk lavere risiko end private projekter. For at tage højde herfor

⁶Denne mistede forbrugsmulighed af en given udgift beregnes ved at forhøje udgiften med nettoafgiftsfaktoren, som der redegøres nærmere for i afsnit 3.5.

⁷Mere præcist: Den præferencebaserede diskonteringsrate skal være lig med tidspræferenceraten plus elasticiteten af den marginale nytte af forbrug med hensyn til forbruget gange den trendmæssige vækstrate i økonomien. Det første led (tidspræferenceraten) diskonterer periodens nytte, mens det andet led korrigerer for, at det er periodens forbrug og ikke periodens nytte, der skal diskonteres.

Det forudsættes grundlæggende, at alle husholdningerne kan repræsenteres ved en repræsentativ forbruger, således at der kun opereres med fælles parametre for alle husholdningerne. Se nærmere i Møller m.fl. (2000), kapitel 4.4.

anbefaler Finansministeriet at benytte en real samfundsøkonomisk diskonteringsrate i den lave ende af intervallet, konkret 6 pct., også fordi den herved kommer tættere på den præferencebaserede diskonteringsrate, som formentlig er endnu mindre, da husholdningerne ellers næppe ville præstere den opsparing, de faktisk gør.

En teoretisk konsistent metode er at opgøre omkostningerne ved tiltagets investeringer som de tabte alternative afkast i fremtiden og så i øvrigt diskontere alle størrelser med den præferencebaserede diskonteringsrate (med eller uden tidspræferenceled), men problemet er altså, at denne ikke kendes.

Det har været fremført, at der ved evaluering af tiltag med meget lang tidshorison bør benyttes en diskonteringsrate på nul eller i det mindste en diskonteringsrate som aftager mod nul over tid. Årsagen er, at nutidsværdien af selv en nok så stor fordel bliver approksimativt lig med nul ved en positiv diskonteringsrate, hvis fordelene falder tilstrækkelig langt ude i fremtiden. På denne måde forbigås hensynet til fremtidige generationer. Det er især relevant på drivhusgasområdet, hvor fordelene indhøstes over flere hundrede år. I denne rapport, hvor investeringsprojekterne med undtagelse af skovrejsningsprojektet alle har en tidshorison på højst 25 år, er problemet mindre påtrængende, men dog stadig eksisterende. Ved en diskonteringsrate på 6 pct., er nutidsværdien af 100 kr. om 25 år således reduceret til 23 kr. For de tiltag, der ikke har karakter af egentlige investeringsprojekter, er problemet mindre, fordi omkostninger og fordele i højere grad følges ad i tid.

Her vælges i grundberegningerne at benytte en samfundsøkonomisk diskonteringsrate på 6 pct. som anbefalet af Finansministeriet. Som en standard følsomhedsberegning angives resultaterne også ved en samfundsøkonomisk diskonteringsrate på 3 pct., der må formodes at ligge tættere på den ukendte præferencebaserede diskonteringsrate. I projektets fase II, vil valg af diskonteringsrate blive overvejet nærmere.

Diskonteringsraten for CO₂-emissionerne, r^{CO_2} , sættes i alle beregningerne lig med den samfundsmæssige diskonteringsrate, r . Det forudsætter, at værdien af en reduktion i drivhusgasudslippet, P^{CO_2} , er konstant over tid (realt), hvilket ikke er uproblematisk. Der kan dog argumenteres for, at det er en rimelig antagelse, når der som her er tale om reduktioner, der er meget beskedne set i forhold til drivhusproblematikkens skala og tidshorison.

3.4 Tidsmæssig dimension (T)

For hvert enkelt tiltag skal der opereres med en tidshorison, der er tilstrækkelig lang til, at alle væsentlige effekter indfanges. Den relevante tidshorison vil således generelt variere fra tiltag til tiltag. CO₂-omkostninger for tiltag med forskellig tidshorison kan

dog uden videre sammenlignes.⁸ Det skyldes, at vi gennem CO₂-omkostningen opstiller cost-benefit ratios og ikke foretager egentlige cost-benefit vurderinger.

3.5 Opgørelse af omkostninger (C)

Omkostningsopgørelsen omfatter i princippet samtlige omkostninger forbundet med et givet tiltag, bortset fra sideeffekter. Det kan dreje sig om investeringsomkostninger, ændrede driftsomkostninger, omkostninger i forbindelse med det valgte virkemiddel (f.eks. overvågning af at en norm for elforbrugende apparater faktisk overholdes) samt såkaldte forvridningsomkostninger, der opstår, når de relative priser (f.eks. som følge af en afgiftspålæggelse) ændrer sig og dermed tvinger aktørerne væk fra den situation, de oprindeligt havde placeret sig i. Alle disse omkostningselementer udregnes som ændringer i forhold til referencen. Det betyder, at nogle af omkostningselementerne kan få negativt fortegn, dvs. reelt være en gevinst.

Men hvordan måles så de velfærdsøkonomiske omkostninger? Tiltagene omfatter både teknologiske tiltag og adfærdspåvirkende tiltag, og CO₂-omkostningerne kan derfor ikke uden videre alle beregnes ud fra mekanisk anvendelse af samme metode. I *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter* (Møller m.fl., 2000) er der opstillet en metode til velfærdsøkonomisk beregning, som umiddelbart kan bruges for visse typer tiltag. Her ses der som udgangspunkt på nøje afgrænsede aktivitetsændringer, hvor det er veldefineret hvilke ressourcer, der direkte bruges i projektet, og hvad resultatet af ressourceanvendelsen forventes at blive. Disse tiltag har marginal karakter, dvs. de påvirker ikke de relative priser. Essensen i den velfærdsøkonomiske analyse kan dermed opsplittes i to dele. Først opgøres tiltagets konsekvenser i fysiske størrelser og dernæst findes et sæt af beregningspriser, som bruges til at sammenveje de opgjorte konsekvenser. Kunsten bliver her at finde nogle hensigtsmæssige beregningspriser.

Det er imidlertid ikke alle de tiltag, der er set på, som falder ind under denne kategori. Et af hovedformålene med projektgruppens arbejde har været at nå til enighed om brug af en metode, der sikrer sammenlignelige resultater på tværs af alle sektorer og tiltag. Det har derfor været nødvendigt at dykke ned i, hvordan den metode, der anbefales i *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter* kan overføres på andre typer tiltag. Denne problemstilling er der med første fase af arbejdet taget hul på, men der er klart behov for at følge op i arbejdets anden fase.

⁸ Hvis der skal laves en fuldstændig cost-benefit analyse (i modsætning til cost-effectiveness analysen der anvendes ved beregning af CO₂-omkostninger) skal de sammenlignede tiltag derimod have lige lang levetid. Dette løses i praksis ved enten at operere med restlevetider og scrapværdier for tiltag med lang levetid eller ved at gentage tiltag med kort levetid et antal gange. Et alternativ hertil er at operere med annuierede værdier, hvor alle størrelser omregnes til en konstant årlig strøm. Cost-benefit ratios (som CO₂-omkostningen er et eksempel på) påvirkes ikke af, om der tages udgangspunkt i nutidsværdier eller annuierede værdier.

Kort beskrivelse af metoden for nøje afgrænsede tiltag af marginal karakter

Hensigten med en velfærdsøkonomisk analyse er at pege på, hvordan samfundets knappe ressourcer udnyttes mest hensigtsmæssigt. Gennem anvendelse af en velfærdsøkonomisk analyse vurderes det, om et givet tiltag forbedrer ressourceanvendelsen og dermed øger velfærden. I en velfærdsøkonomisk analyse er hele udgangspunktet, at det er de endelige forbrugsmuligheder i bred forstand, der er afgørende for vurderingen af et tiltag. Vurdering af et tiltags velfærdsøkonomiske konsekvenser tager således udgangspunkt i befolkningens præferencer. Det handler dermed om, at få omkostningerne udtrykt på en måde, der afspejler forbrugernes præferencer. Udgangspunktet for fastsættelse af de priser, der skal bruges ved beregning af velfærdsændringer, er, at de skal afspejle forbrugernes betalingsvillighed for de enkelte goder og dermed præferencerne. For forbrugsgoder betyder det, at markedspriserne direkte kan anvendes.

For produktionsfaktorer og producerede produktionsgoder ser sagen anderledes ud. Disse har kun værdi for forbrugerne, i det omfang de bidrager til at forøge forbrugsmulighederne i bred forstand. Beregningsprisen på en inputfaktor skal således afspejle de forbrugsmuligheder, som brugen af inputfaktoren alternativt ville have kunnet give anledning til. Dette er udtryk for en alternativomkostning-tilgang. Da det i praksis næsten altid er umuligt at sige nøjagtig hvilke forbrugsmuligheder, der berøres negativt ved brug af en given inputfaktor, er der behov for et mere unuanceret bud.

Dette bud går ud på, at beregningspriserne konstrueres ud fra køberpriserne (dvs. de priser inputfaktorerne handles til fratrukket eventuelle refunderbare afgifter) ved at multiplicere med den såkaldte nettoafgiftsfaktor, jf. Møller m.fl. (2000) og Finansministeriet (1999). På den måde forsøges det at approksimere værdien af de forbrugsmuligheder, der skabes ved at anvende de pågældende inputfaktorer. Priserne i producentleddet oversættes så at sige til et niveau, der gør dem sammenlignelige med forbrugerpriserne. For en yderligere diskussion af nettoafgiftsfaktoren og anvendelse af denne henvises til Møller m.fl. (2000).

Som et tilnærmet udtryk for den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor anvendes forholdet mellem bruttonationalproduktet opgjort i markedspriser og bruttofaktoringkomsten, som repræsenterer værditilvæksten opgjort i faktorpriser. Baseret herpå anbefales det i Møller m.fl. (2000) at anvende en faktor på 1,17.

Når priserne skal korrigeres med nettoafgiftsfaktoren, kan der skelnes mellem, om varerne er internationalt handlede eller ej. For internationalt handlede varer korrigeres med nettoafgiftsfaktoren for varer i udenrigshandlen. Denne udtrykker forholdet mellem godernes indenlandske forbrugerpriser og deres verdensmarkedspriser. Som bud på denne nettoafgiftsfaktor anvendes 1,25, jf. Møller m.fl. (2000). Ideen i at foretage korrektionen kan illustreres ved at tænke på et tiltag, der reducerer de danske eksportindtægter (f.eks. CO₂-kvoter for eksporten, som er et af de betragtede tiltag). Disse eksportindtægter kunne ellers have været anvendt til at importere forbrugsvarer (eller produktionsmidler som igen kunne have været anvendt til at producere for-

brugsvarer). Værdien af disse mistede forbrugsmuligheder for forbrugerne er lig med de mistede eksportindtægter multipliceret med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede varer.

Udover korrektion med nettoafgiftsfaktoren anbefaler Finansministeriet, at man ved velfærdsøkonomiske analyser beregner det såkaldte skatteforvridningstab, der afspejler det effektivitetstab, samfundet oplever som følge af skatter og afgifter, jf. Finansministeriet (1999). Hvis et tiltag f.eks. kræver offentlige udgifter, som skal hentes hjem igen på en eller anden måde, er argumentet, at de skatter der skal til for at finansiere denne udgift giver et forvridningstab, som skal regnes med i de velfærdsøkonomiske omkostninger. Det er et kontroversielt spørgsmål (også blandt økonomer), hvorvidt man bør operere med en sådan skatteforvridningsomkostning, der afspejler det gennemsnitlige tab ved at bruge skatter.⁹ I denne fase af arbejdet er der ikke gjort forsøg på at inddrage denne effekt. Dog er der for tiltaget *øgede brændstofafgifter* lavet en følsomhedsberegning, hvor effekten af at inddrage skatteforvridningsfaktoren belyses. I fase II vil der blive set nærmere på problemstillingen.

Kort beskrivelse af metoden for andre tiltag

Når der skal laves en analyse af hvilke tiltag, der mest hensigtsmæssigt tages i anvendelse, når det danske bidrag til den globale opvarmning skal reduceres, er der behov for også at se på tiltag, der ikke umiddelbart kan passes ind i rammerne i *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Blandt de tiltag vi har set på i denne fase af projektet drejer det sig om *elafgift for privat handel og service* og *øgede brændstofafgifter* samt *normer for cirkulationspumper* og *normer for tørretumblere*.

Omkostningerne ved f.eks. at indføre en afgift kan ikke uden videre i et partielt set-up opgøres ud fra samme retningslinier, som de tiltag, der har mere traditionel projektkarakter. I en partiel analyse kan der ikke siges noget om nøjagtig hvilke forbrugskomponenter, der påvirkes, når aktørerne via prisændringer "tvinges" til at ændre adfærd. Envidere går tiltaget netop ud på at ændre de relative priser modsat tilfældet for de traditionelle projekter, hvor priserne tages for givne.

I en partiel analyse for et adfærdsregulerende tiltag vil man i stedet ofte fokusere på det enkelte marked (eller ganske få markeder) og ud fra pris- og/eller mængdeændringer på dette marked forsøge at sige noget om de samlede velfærdsændringer i økonomien som helhed. Man har i den forbindelse ofte anvendt det såkaldte *forbrugeroverskud* (consumer surplus), som er nemt at opgøre for et enkelt marked, og som desuden har en vis intuitiv og fortolkningsmæssig appel. Analogt til forbrugeroverskudsmalet kan der opereres med *producentoverskud* (producer surplus), som er et udtryk for ændringen i

⁹ Bl.a. kan der argumenteres for, at et hul i statskassen forårsaget af øgede offentlige udgifter til et givet tiltag ikke skal finansieres via skatter og afgifter, men ved at der spares offentlige udgifter et andet sted. Det bør så undersøges eksplicit hvilke velfærdsøkonomiske konsekvenser dette har.

producenternes overskud – en ændring som ikke direkte kan observeres ud fra virksomhedernes regnskaber.

Spørgsmålet er nu, hvordan den nettoafgiftsfaktor-korrektion, der benyttes for mere traditionelle tiltag skal indgå i en velfærdsopgørelse, der baseres på ændringer i forbruger- og producentoverskud. For forbrugeroverskuddet er svaret enkelt. Der skal ikke foretages nogen korrektion. Hermed sikres overensstemmelse med tilgangen for de traditionelle projekttiltag, hvor det kun er inputpriser, der korrigeres. Problemet opstår for ændringer i producentoverskuddet. Her skal foretages en eller anden form for korrektion, men hvordan skal dette ske? Rent intuitivt vil man måske gå ud fra, at producentoverskuddet skal korrigeres ved at multiplicere med nettoafgiftsfaktoren, men ud fra den partielle tilgang alene er det ikke åbenlyst, hvordan en sådan korrektion skal fortolkes. Endvidere opstår der nogle problemer med at holde styr på provenueffekterne i beregningerne.

I denne fase af arbejdet er der lavet nogle indledende øvelser med henblik på at få afklaret denne problemstilling, jf. afsnit 6 og bilag L i bilagsrapporten. Disse øvelser er dog stadig på et niveau, hvor vi har valgt for de adfærdsregulerende tiltag *ikke* at foretage nogen korrektion med nettoafgiftsfaktoren. Ikke fordi vi regner med, at dette er den korrekte fremgangsmåde, når tiltagene skal sammenlignes med de mere traditionelt projektorienterede tiltag, men fordi vi simpelt hen endnu ikke er klædt på til at foretage en sådan fuldt konsistent sammenligning.

Dog kan man argumentere for, at spørgsmålet om, hvorvidt producenternes omkostninger multipliceres med 1,17 eller ej, ikke bør blæses ud af proportioner. Som nævnt flere steder i rapporten, er der alligevel meget store usikkerheder forbundet med den kvantitative opgørelse af omkostninger og ikke mindst eventuelle sideeffekter. Disse usikkerheder gør, at det i praksis næppe vil ændre afgørende på nogen rangordning af tiltagene, om nettoafgiftsfaktor-korrektionen foretages eller ej.

3.6 Håndtering af andre miljøeffekter (B₁)

De analyserede tiltag har nogle konsekvenser, der afspejler sig i markedet og dermed indgår i den overfor omtalte omkostningsopgørelse. Ofte vil det imidlertid være sådan, at et tiltag har betydelige konsekvenser, som ikke indgår i denne omkostningsopgørelse, fordi effekterne ikke som sædvanlige varer har priser knyttet til sig. De tiltag, der egentlig er møntet på en reduktion af CO₂-udslippet, kan føre til sådanne konsekvenser i form af nogle sideeffekter, der ligger ud over den tilstræbte CO₂-reduktion. F.eks. kan tiltag der reducerer CO₂-udslippet på energiområdet, samtidig også nedbringe udslippet af de forurenende stoffer SO₂ og NO_x. Tiltagene på landbrugsområdet vil f.eks. have stor indflydelse på vandmiljøet, mens skovrejsning har en værdi i form af øgede muligheder for friluftsliv samt forbedret biodiversitet. På transportområdet vil tiltag der reducerer CO₂-udslippet (via ændringer i transportadfærden), bl.a. indvirke på udslippet af andre forurenende stoffer, trafikstøj samt antallet af trafikuheld.



Problemet med at inkludere disse effekter i CO₂-omkostningen er netop, at der ikke findes nogen markedspris, der kan tages udgangspunkt i, når effekterne skal omsættes i kr. og øre. Et andet problem er, at det heller ikke altid er muligt at få et bud på de rent kvantitative sideeffekter forbundet med et givet tiltag. At disse er opgjort, er naturligvis en forudsætning for overhovedet at forsøge at omsætte effekten til monetære enheder.

I denne analyse har vi på energiområdet for SO₂ anvendt en skadesomkostning på 30 kr. pr. kg og for NO_x en omkostning på 35 kr. pr. kg. Disse værdier er baseret på ExternE-studiet (Risø (1997)), og har også været anvendt i Finansministeriets cost-benefit analyse over den hidtil førte miljøpolitik, jf. Finansministeriet (2001). Sådanne opgørelser over skadesomkostninger skal altid fortolkes med stor forsigtighed, og de konkrete tal må således kun opfattes som et bud på størrelsesorden af effekterne. I beregningerne vil det være oplagt at gøre mere ud af følsomhedsanalyser på netop dette område.

Endvidere kan man sige, at det kan være problematisk at anvende sådanne konstante værdier for SO₂ og NO_x. Den værdi, der knyttes til reduktioner i udslippet af stofferne kan næppe siges at være den samme, uanset hvor mange tiltag der er sat i værk. Jo flere initiativer, der allerede er taget, jo lavere bliver den samlede emission af stofferne, og hvis de marginale grænseomkostninger er stigende som funktion af udslippet, betyder det, at der bør opereres med en lavere skadesomkostning, når der allerede er sket en vis reduktion i udslippet af stofferne.

På de andre indsatsområder er der også gjort forsøg på at inkludere nogle af de væsentlige sideeffekter. På transportområdet er der således taget højde for forurenende udslip, støj, uheld og infrastrukturomkostninger, jf. afsnit 5 og bilag D i bilagsrapporten. For tiltaget på skovområdet er det forsøgt at inddrage betydningen af andre effekter ved at indarbejde et bud på værdien af friluftsliv, jf. afsnit 5 og bilag B i bilagsrapporten.

3.7 Anvendelse af beregningerne - rangordning af tiltag

Med udgangspunkt i de beregnede CO₂-omkostninger kan der opstilles en såkaldt reduktionsomkostningskurve, hvor de enkelte tiltag rangordnes efter stigende CO₂-omkostning. På denne måde konstrueres en trapeformet kurve, hvor det enkelte trappetrins længde angiver det betragtede tiltags CO₂-reduktionspotentiale i første forpligtelsesperiode 2008-12, mens det enkelte trappetrins højde angiver tiltagets CO₂-omkostning. De tiltag, der tilsammen sikrer at reduktionsforpligtelsen opfyldes billigst muligt, kan identificeres ud fra en sådan reduktionsomkostningskurve.

Det første problem vi her står overfor er naturligvis, at der ikke er regnet på alle mulige og relevante tiltag til reduktion af drivhusgasudslippet. Ambitionen må begrænse sig til at foretage en rangordning af de analyserede tiltag. Der kan således ikke konstrueres en fuldstændig omkostningskurve, og en rangordning af tiltagene vil derfor kun give et

delvist bud på, i hvilken rækkefølge tiltagene bør iværksættes. Ud fra denne rangordning kan de billigste af de analyserede tiltag identificeres. Til opstilling af en mere komplet (men stadig ikke altomfattende) reduktionsomkostningskurve kræves der, at der regnes på flere tiltag, som der er lagt op til i anden fase af dette projekt.

Det andet problem er, at det ikke er muligt at inkludere alle relevante aspekter i selve omkostningsberegningerne. Andre forhold end de omkostninger og sidegevinster, det er muligt at værdisætte, spiller selvsagt ind på, hvilke tiltag der skal iværksættes og i hvilken rækkefølge. Opstilling af en omkostningskurve vil derfor aldrig give det fulde beslutningsgrundlag, men kan kun give et bud på hvordan de analyserede tiltag må rangordnes ud fra hensyntagen til de medregnede velfærdsøkonomiske effekter og dermed indgå som ét element i beslutningsgrundlaget.

Det tredje problem, der opstår, når man vil rangordne tiltagene, er, at det faktisk ikke uden videre kan lade sig gøre. De enkelte tiltag kan nemlig være afhængige af hinanden, således at f.eks. tiltag A's reduktionspotentiale kan påvirkes af, hvorvidt tiltag B allerede er iværksat. F.eks. opereres der på energiområdet med en reference, hvorudfra CO₂-reduktionerne beregnes. Med omlægninger på forsyningsiden vil denne reference imidlertid ændre sig, og CO₂-besparelsen for alle øvrige tiltag på energiområdet (f.eks. elbesparelser hos forbrugerne) vil blive påvirket.

Dette er en referenceproblemstilling, som ikke dukker op, så længe alle tiltag blot analyseres ud fra en fælles reference. I princippet bør man derfor ved opstilling af en omkostningskurve for hvert tiltag, der lægge ind på kurven genberegne de øvrige tiltag ud fra den nye situation, der nu er opstået. I praksis vil det imidlertid ofte være sådan, at mange af tiltagene vil være uafhængige af hinanden. I denne analyse er der endnu ikke set nærmere på afhængigheden mellem de enkelte tiltag.

4. Referenceforløb

Energistyrelsen har i samarbejde med Risø udarbejdet en ny fremskrivning af Danmarks drivhusgasudledning frem til 2012. Denne fremskrivning repræsenterer hvad man ofte kalder en business-as-usual udvikling. Fremskrivningen indeholder således som udgangspunkt kun "fugle i hånden", dvs. initiativer, som med rimelig sikkerhed kan forventes gennemført uden yderligere politiske tiltag i form af f.eks. lovgivning og politiske aftaler. Der ligger dog heri et element af fortolkning i situationer, hvor der f.eks. er lavet en politisk aftaletekst, uden at denne tekst er konverteret til lovgivning.

Fremskrivningen må således ikke forveksles med den mest sandsynlige udvikling, idet der ikke er taget stilling til, hvilke nye politiske initiativer der vil blive taget. Det skal endvidere understreges, at fremskrivningen er behæftet med en betydelig usikkerhed. En detaljeret beskrivelse af fremskrivningen, usikkerhederne samt de forudsætninger, som fremskrivningen er baseret på, findes i rapportererne Energistyrelsen (2001a) og Energistyrelsen (2001b).

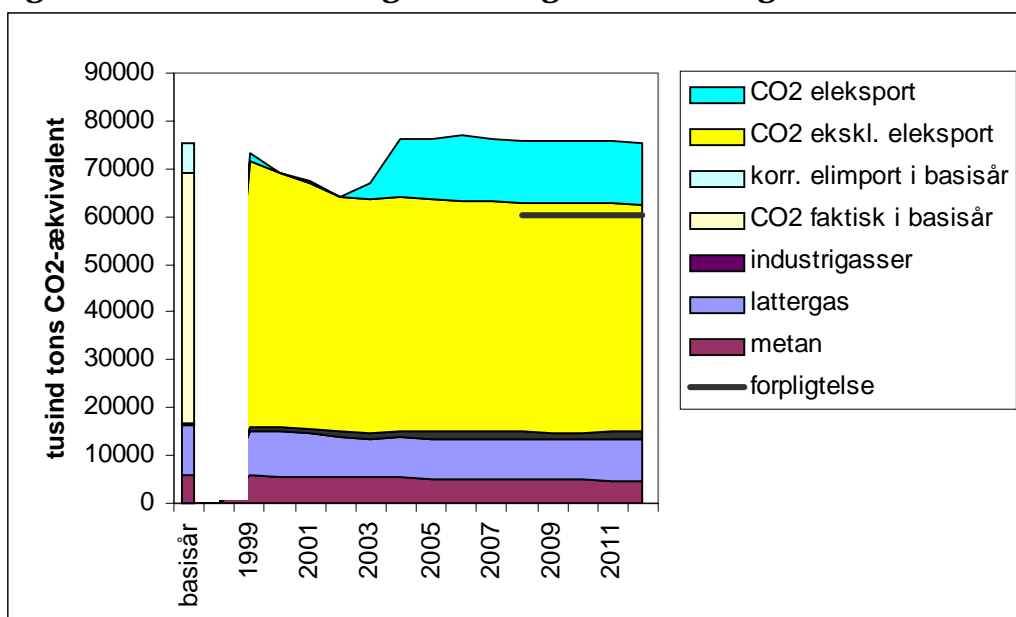


Fremskrivningen viser et markant fald i CO₂-udledningen fra indenlandsk forbrug af energi i de nærmeste år, og det forventes derfor, at Danmark kan leve op til den nationale målsætning om at reducere af CO₂-udledningen i 2005 med 20 pct. sammenlignet med 1988.

CO₂-udledning ved eleksport indregnes ikke i den nationale 20 pct.'s-målsætning, men indgår derimod i den reduktion af drivhusgasser på 21 pct., som Danmark har forpligtet sig til overfor EU. Fremskrivningen er baseret på den beregningsforudsætning, at der sker en væsentlig eksport af el efter 2003, hvor den nuværende CO₂-kvotelov for elsektoren ophører. Elreformpartierne har dog aftalt at drøfte en forlængelse af CO₂-kvoteordningen inden udgangen af 2001.

Opgjort efter IPCC's retningslinier viser figur 4.1 den forventede udledning af de seks drivhusgasser (korrigeret for den øgede CO₂-binding i skov), som er omfattet af forpligtelsen overfor EU. Til sammenligning vises udledningen i basisåret, korrigeret for elimport. Af figuren ses, at CO₂-udledningen fra eleksport udgør en væsentlig del af den samlede drivhusgasudledning, samt at Danmark vil være tæt på at opfylde forpligtelsen, såfremt CO₂-udledningen fra eleksporten kan elimineres.

Figur 4.1 Forventet udledning af drivhusgasser frem til og med 2012



Tabel 4.1 viser drivhusgasudledningen for udvalgte år, samt reduktioner i 2008-12 i forhold til basisåret. Af tabellen ses, at den gennemsnitlige udledning i 2008-12 er godt 75 mio. ton mod 76,4 mio. ton i basisåret. Hvis udledningen skal reduceres med 21 pct. af udledningen i basisåret, svarer det til, at der maksimalt må udledes 60,4 mio. ton i gennemsnit om året for de fem år i første forpligtelsesperiode. Det betyder, at der ud fra fremskrivningen vil være en manko på 14,8 mio. ton i årligt gennemsnit. Dermed mangler der en reduktion på 19,3 pct. i at nå målsætningen. Hvis CO₂-

udledningen fra eleksporten kan elimineres, resterer der 1,8 mio. ton eller 2,4 pct. i at nå 21 pct.'s-målsætningen.

Det må dog atter understreges, at fremskrivningen hviler på en række centrale forudsætninger, hvoraf nogle uden tvivl vil ændre sig. Det betyder, at mankoen, når man kommer til første forpligtelsesperiode, kan vise sig at være enten reduceret eller forøget i forhold til vurderingen i den seneste fremskrivning.

Tabel 4.1 Udledning af drivhusgasser

	BASISÅR	1999	GENNEMSIT 2008-12	ÆNDRING I 2008-12 I FORHOLD TIL BASISÅR
	----- MIO. TON CO ₂ -ÆKV. -----			PCT.
FAKTISK CO ₂ -UDLEDNING	53,0	57,4	60,8	15
KORREKTION FOR ELUDVEKSLING	6,3	-1,9	-12,9	
CO ₂ -UDLEDNING FRA NATIONALT ENERGIFORBRUG	59,3	55,5	47,8	-19
METAN	5,9	5,7	4,9	-17
LATTERGAS	11,0	9,5	8,6	-22
INDUSTRIGASSER	0,2	0,7	0,9	283
DRIVHUSGASUDLEDNING FRA NATIONALT FORBRUG	76,4	71,4	62,2	-18,6
CO ₂ -UDLEDNING FRA ELEKSPORT	0,0	1,9	12,9	
TOTAL	76,4	73,3	75,2	-1,7
MÅL			60,4	21
MANKO			14,8	19,3

1) Basisåret er 1995 for de industrielle drivhusgasser og 1990 for alle andre gasser.

5. Beskrivelse af de enkelte tiltag

I dette afsnit gives en meget kort beskrivelse af de tiltag, der er regnet på, herunder hovedresultaterne af omkostningsberegningerne. De enkelte tiltag behandles mere udførligt i bilagsrapporten.

5.1 Affald: Øget indvinding af metan fra lossepladser

Drivhusgassen metan kan indvindes fra lossepladser/deponeringsanlæg og dermed forhindres i at slippe ud i luften. Indvindingen af metan kan dog kun forventes at foregå i en relativt kort årrække, da der fremover kun vil blive deponeret små mængder organisk affald. En del af den indvundne metan kan anvendes til el- og varmeproduktion. Derved sparer man CO₂-udslippet fra de fossile brændsler, som metanen erstatter.

Potentialet for yderligere indvinding vurderes at være på ca. 26.500 ton CO₂-ækv. i 2010. Dette forudsætter, at der etableres øget indvinding på i alt 10 "lovende" anlæg, hvor den øgede indvinding vurderes at være privatøkonomisk rentabel. Hvis der

ydermere medtages seks noget mindre lovende anlæg, er der tale om i alt 36.000 ton CO₂-ækvivalenter.

I begge tilfælde ligger potentialet under bagatelgrænsen i dette projekt på 50.000 CO₂-ækvivalenter, hvorfor der ikke er udført en velfærdsøkonomisk analyse for dette tiltag.

5.2 Industriegasser: Bekendtgørelse om udfasning

Miljøstyrelsen har i foråret 2001 udsendt forslag til "Bekendtgørelse om regulering af visse industrielle drivhusgasser" i høring¹⁰. Bekendtgørelsen skal supplere den afgift, der med virkning fra 2001, er pålagt de industrielle drivhusgasser. Forslaget der omfatter HFC'er, PFC'er og SF₆ indeholder en gennemgang af hvert enkelt af stoffernes anvendelsesområde, og indeholder datoer for stop af import, salg og anvendelse af de industrielle drivhusgasser i nye anlæg/produkter. Generelt vil 1. januar 2006 blive den nye afviklingsdato, hvorefter brugen af de industrielle drivhusgasser ikke længere er tilladt i nye produkter/anlæg. For en række anvendelsesområder tillades anvendelse og import dog indtil videre. Endelig indføres for en række anvendelsesområder en tidligere afviklingsfrist (2001-2004). Det gælder f.eks. anvendelse i ruder, fugemasse og dæk.

Såfremt udkastet til bekendtgørelse træder i kraft, vil den gennemsnitlige årlige emission i perioden 2008-12 for de industrielle drivhusgasser falde fra forventede 1.072.000 ton CO₂-ækvivalenter til 607.000 ton CO₂-ækvivalenter. Bekendtgørelsen om udfasning vil dermed give en gennemsnitlig reduktion på 465.000 ton CO₂-ækv. årligt for årene 2008-12.

Det har ikke været muligt på det foreliggende datagrundlag at udarbejde et skøn over CO₂-omkostningen ved tiltaget. Den eksisterende afgift på 100 kr. pr. ton CO₂-ækv. må formodes at indebære, at der iværksættes tiltag til reduktion af emission af industrielle drivhusgasser, der på marginalen svarer til en CO₂-omkostning på 100 kr. pr. ton. Umiddelbart kan det derfor skønnes, at CO₂-omkostningerne vil være større end 100 kr. pr. ton.

5.3 Skovbrug: Tilskud til privat skovrejsning

Ved skovrejsning bindes CO₂, hvilket kan tilskyndes via offentlige tilskud til privat skovrejsning. Som en del af Vandmiljøplan II blev tilskuddet til privat skovrejsning hævet med 60 mio. kr. årligt frem til 2003. Det konkrete tiltag analyserer virkningen af at fortsætte med de ekstra 60 mio. kr. årligt frem til 2012, hvilket forventes at give 1.500 hektar ekstra skov hvert år i perioden 2004-12. Den ekstra tilplantning giver i 2008-12 en CO₂-binding på ca. 128.000 ton CO₂, hvilket svarer til et årligt gennemsnit på 25.600 ton over årene 2008-12.

¹⁰ Ved færdiggørelse af denne rapport er høringssvarene endnu ikke færdigbehandlede.

Det skal dog bemærkes, at tilplantningen vil give en CO₂-binding i mange år efter 2012, og med en diskonteringsrate på 6 pct. kan skovtilplantning opgøres til at binde ca. 8 ton CO₂ årligt pr. hektar. Ved beregning af CO₂-omkostningen er der taget hensyn til, at skovrejsningen fortrænger almindelig landbrugsdrift, svarende til bortfald af en gennemsnitlig "jordrente" (overskud), anslået til 2.261 kroner årligt pr. hektar (og overvejende bestående af EU-tilskud). Skovrejsning giver til sammenligning et under-skud på 652 kr. årligt pr. hektar, ved en diskonteringsrate på 6 pct., og ved medregning af EU-tilskud til skovrejsning. Samlet fås et velfærdsøkonomisk tab på ca. 2.913 kr. årligt pr. hektar, og med en binding på 8 ton CO₂ årligt pr. hektar fås således en CO₂-omkostning på ca. 366 kr. pr. ton. Det skal understreges, at dette tal er meget følsomt over for den valgte diskonteringsrate. Sættes diskonteringsraten til 3 pct. i stedet for 6 pct., fås således en CO₂-omkostning på 235 kr. pr. ton. Det skal i øvrigt også bemærkes, at skovbrug har en lavere emission af drivhusgasser end landbrug: medregnes dette fås en CO₂-omkostning på 269 kr. pr. ton ved en diskonteringsrate på 6 pct. (160 kr. pr. ton ved 3 pct.). Medregnes yderligere skovrejsningens rekreative værdi, fås en CO₂-omkostning på -42 kr. pr. ton ved en diskonteringsrate på 6 pct. (103 kr. pr. ton ved 3 pct.).

De ovenstående beregninger er baseret på en analyse af skovrejsningsprojektet Volle-rup Skov ved Kalundborg. Udover værdien af CO₂-binding og rekreation kunne skovens funktion som f.eks. grundvands- og kvælstoffilter samt biodiversitetslokalitet også have været indregnet.

5.4 Landbrug: Ændret fodring af malkekøer

Metanproduktion fra køer udgør ca. 20 pct. af landbrugets samlede emission af drivhusgasser. Foderets sammensætning har stor betydning for denne metanproduktion, og der er i beregningerne fokuseret på et fodertiltag, hvor vegetabilsk fedt og sojaskrå erstatter byg. Dette reducerer metanproduktionen med ca. en tredjedel. Den ændrede foderblanding er dyrere, hvilket dog delvis modvirkes af, at det øgede fedtindhold forbedrer mælkeydelsen. Desuden må den forøgede mælkeydelse formodes at reducere antallet af køer (givet at der som følge af EU's landbrugspolitik er en kvote på den samlede mælkeproduktion), hvilket giver afledte besparelser på staldinventar og arbejdskraft.

Samlet giver tiltaget en reduktion af metan-emissionen på 433.000 ton CO₂-ækv. årligt med en CO₂-omkostning på 500 kr. pr. ton. En implementering vil formentlig kræve en opgørelse af foderregnskaber på den enkelte bedrift, hvilket kunne tænkes at ske i form af en frivillig aftale. CO₂-omkostningen inkluderer ikke omkostningerne herved.

5.5 Landbrug: Dyrkning af energifgrøder

Ved produktion af energifgrøder kan der fortrænges fossile brændstoffer til el- og varmeproduktion. Der fokuseres på tre forskellige tiltag: (a) energikorn (triticale), (b) elefantgræs (miscanthus) høstet i november, og (c) elefantgræs høstet i april. Ved en



ekstra produktion på 5 PJ energiafgrøder årligt – svarende til ca. 25.000-32.000 hektar – giver dette følgende CO₂-besparelser for de tre alternativer: (a) 265.000 ton, (b) 255.000 ton, (c) 447.000 ton. I emissionsberegningerne er der bl.a. taget hensyn til lattergas-emission og kulstoflagring i jorden, men den afgørende post for alle tre alternativer er dog fortrængningen af fossilt brændsel, som er antaget at være naturgas – svarende til 285.000 ton CO₂, i alle tre tilfælde.¹¹

CO₂-omkostningerne bliver følgende: (a) 50 kr. pr. ton, (b) – 40 kr. pr. ton og (c) 50 kr. pr. ton. I CO₂-omkostningerne er medtaget høst-, lager- og transportomkostninger, men det skal understreges, at CO₂-omkostningerne bygger på de nuværende salgspriser på energiafgrøder, hvilket igen forudsætter, at energiafgrøder og de nu anvendte fossile brændsler er perfekte substitutter – svarende til, at der omkostningsfrit kan skiftes til store mængder af energiafgrøder. De ovenfor givne CO₂-omkostninger må med andre ord betragtes som delresultater, idet det er tvivlsomt, om der på de eksisterende kraftværker forefindes kapacitet til at udnytte sådanne store mængder energiafgrøder. Af samme grund er resultaterne ikke medtaget i sammenfatningen. I projektets fase II vil der blive arbejdet videre med den energiafgrøde-baserede el- og fjernvarmepris, ligesom spørgsmålet om energiafgrøder, halmfyring og konventionel fyring vil blive integreret i ét problemkompleks.

Den tentative konklusion er dog, at det er mest fordelagtigt at dyrke elefantgræs med høst i november, hvilket ligefrem under de givne forudsætninger er mere rentabelt end dyrkning af konventionelle kornafgrøder (svarende til en negativ CO₂-omkostning). En kombination af (b) og (c) vil dog nok være det mest realistiske på grund af logistikken i anvendelsen af afgrøderne. Desuden skal det nævnes, at elefantgræs er en flerårig afgrøde, hvilket giver et ikke-værdisat fleksibilitetsstab for landmanden, samt at elefantgræs kan give en drastisk påvirkning af landskabet. Omvendt giver elefantgræs en ikke-værdisat reduktion af kvælstofudvaskningen og pesticidforbruget.

5.6 Landbrug: Reduktion af ammoniakfordampningen

Fordampet ammoniak afsættes efter et tidsrum på jord- eller vandoverfladen, hvilket stimulerer emissionen af lattergas. Der er konkret set på fire tiltag til begrænsning af ammoniakfordampningen: (a) kortere henliggetid for husdyrgødning, (b) overdækning af dybstrøelseslagre, (c) forbud mod halmludning med ammoniak og (d) forbud mod bredspredning af husdyrgødning. Samlet givet tiltagene et potentiale på i alt 34.000 ton CO₂-ækvivalenter årligt, hvoraf (a) tegner sig for godt 40 pct. Da tiltagene evt. kan iværksættes som en del af en større "pakke" inden for landbrugsområdet (Ammoniak-handlingsplan og justering af Vandmiljøplan II), er der analyseret videre på tiltaget, selv om det falder under bagatelgrænsen på 50.000 ton CO₂-ækvivalenter.

¹¹ Her benyttes således en anden forudsætning end den, der er anvendt for tiltagene på energiområdet, hvor det fortrængte fossile brændsel ikke er naturgas, men en kombination af de benyttede brændsler, herunder specielt kul.

CO₂-omkostningen for de fire tiltag tilsammen er ca. 1.900 kr. pr. ton. CO₂-omkostningerne på de enkelte tiltag er dog ret forskellige. For (a) er CO₂-omkostningen høj (4.100 kr. pr. ton), fordi en maksimal henliggetid på 6 i stedet for 12 timer giver et lavere udbringningstempo og/eller nødvendiggør inddragelse af ekstra pløjemateriel. For (b) er CO₂-omkostningen negativ (-3.200 kr. pr. ton) som følge af en ny og billig overdækningsmetode. For (c) er CO₂-omkostningen høj (3.800 kr. pr. ton), fordi ammoniaktilsætning i de år, hvor det er nødvendigt at bjærge fugtig halm, er billigere end at købe foder og halm udefra. For (d) er CO₂-omkostningen relativt lav (600 kr. pr. ton), fordi den alternative udbringningsmetode (slæbeslanger) ikke er væsentligt dyrere og repræsenterer kendt teknologi.

Det skal i øvrigt bemærkes, at begrænsningen af ammoniakemissionen har en gavnlig virkning på eutrofieringen af jord- og vandmiljøet. Denne gevinst er formentlig så betydelig, at den alene kan begrunde tiltag til begrænsning af ammoniakemissionen, ligesom der også kan forventes en positiv sidegevinst som følge af reducerede luftgener. Det kan således diskuteres, om tiltaget egentlig er relevant at betragte som drivhusgas-virkemiddel, eller om ikke klimaeffekten snarere skal ses som en sidegevinst i forhold til andre fordele.

Ammoniaktiltagene reducerer desuden forbruget af handelsgødning. Den økonomiske besparelse herved er medregnet, mens den afledte CO₂-besparelse som følge af den mindre (typisk udenlandske) produktion af handelsgødning ikke er medregnet. Dette har formentlig kun marginal betydning for CO₂-regnestykket.

5.7 Transport: Øgede brændstofafgifter

Formålet med forøgelse af brændstofafgifterne er at påvirke trafikanternes adfærd, så den samlede efterspørgsel efter vejtransport (personbiler, busser, varebiler og lastbiler) reduceres. Med dette tiltag øges benzinafgiften 10 pct. og dieselaugiften 11 pct. Tiltaget medfører en brændstofbesparelse på 96 mio. liter benzin og 24 mio. liter diesel i 2010, hvilket svarer til ca. 4 PJ. Det svarer til, at CO₂-udslippet reduceres 2,5 pct. i 2010 i forhold til referencen, svarende til 313.000 tons CO₂.

Den samlede CO₂-omkostning er 2.038 kr. pr. ton CO₂-ækv. for de snævre velfærdøkonomiske beregninger mod 1.204 kr. pr. reduceret ton CO₂, når sideeffekter tages med i betragtning. Sideeffekterne er således helt afgørende for regnestykket. CO₂-omkostningen er sammensat af en række omkostninger og gevinster fordelt på forbrugere og det offentlige.

Der er en række mangler og usikkerheder forbundet med beregning af CO₂-omkostningen. Blandt andet er der en lang række positive gevinster af at reducere trafikomfanget, for hvilke der endnu ikke er opgjort skadesomkostninger og som derfor ikke er inkluderet i beregninger. Det drejer sig eksempelvis om værdien af et byrum uden biler – det vil sige velfærdsgevinsten af at kunne gøre andre aktiviteter i byrummet (kultur, leg m.v.) samt visuelle gener af vejanlæg og køretøjer i landskabet. Hvis dette kunne

inddrages, ville CO₂-omkostningen blive lavere. Omvendt kan en reduktion af transportomfanget også have negative konsekvenser f.eks. for udbuddet af arbejdskraft og dermed produktiviteten i samfundet. Sådanne effekter er ikke inddraget i analysen.

Der er store usikkerheder på de eksterne omkostninger, som er inddraget i beregningen. Det drejer sig blandt andet om størrelsen af værdien af statistisk liv, som er en vigtig faktor for uhelds- og luftemissionsomkostningerne. Endvidere er de anvendte omkostninger for støjgener forældede og begrænset til generne for private boliger.

Endelig har det stor betydning, om skatteforvridningsgevinsten inddrages i beregningen. Hvis skatteforvridningsgevinsten inddrages – det vil sige den gevinst der opnår, når staten anvender merprovenuet fra brændstofafgiften til at reducere andre forvridende skatter i samfundet – så bliver CO₂-omkostningen 512 kr. per ton.

5.8 Energi: Normer for elforbrugende apparater

Der er regnet på konsekvenserne af at indføre normer for to typer af apparater: Små cirkulationspumper og tørretumblere. For begge typer apparater antages normen at være klar til at træde i kraft i 2005. De to normer adskiller sig ved, at normen for små cirkulationspumper har et stort elbesparelspotentiale og kun små ekstraudgifter ved køb af mere energieffektive pumper, mens normen for tørretumblere har et betydeligt mindre elbesparelspotentiale og betydeligt større ekstraudgifter. Disse to forhold gør da også, at der bliver stor forskel på CO₂-omkostningen for de to tiltag.

Der fremstilles to typer cirkulationspumper. Der er regnet på konsekvenserne af at indføre en norm, der i praksis svarer til, at kun den ene pumpetype må sælges på markedet. Denne norm skønnes at medføre en elbesparelse på godt 369 TJ i årligt gennemsnit for perioden 2008-12. Det giver anledning til en reduktion i CO₂-udledningen på knap 78.000 ton CO₂-ækv. årligt. Tiltaget medfører snævre velfærdsøkonomiske omkostninger på -30 mio. kr. årligt; dvs. at der er en betydelig velfærdsøkonomisk gevinst forbundet med normen. Hvis der tages højde for, at der udover CO₂-besparelsen samtidig sikres en reduktion i udslippet af SO₂ og NO_x, stiger den velfærdsøkonomiske gevinst i 2010 til 34 mio. kr. Omregnet til omkostning pr. ton reduceret CO₂ over hele den betragtede periode 2000-2019 med en diskonteringsrate på 6 pct. fås en CO₂-omkostning på -393 kr. pr. ton CO₂-ækv. for den snævre velfærdsøkonomiske opgørelse mod -446 kr. pr. ton CO₂-ækv., når betydningen af reduktionen i SO₂- og NO_x-udledning tælles med. Anvendes i stedet en diskonteringsrate på 3 pct. bliver tallene hhv. -418 kr. pr. ton CO₂-ækv. og -471 kr. pr. ton CO₂-ækv.

Der skelnes mellem tørretumblere mærket i energiklasserne A, C og D. Der er regnet på konsekvenserne af at indføre en norm, som kun tillader salg af tørretumblere i klasse A og C. Denne norm skønnes at medføre en elbesparelse på godt 30 TJ i årligt gennemsnit for perioden 2008-12. Det giver anledning til en reduktion i CO₂-udledningen på godt 6.400 ton CO₂-ækv. årligt. Tiltaget medfører snævre velfærdsøkonomiske omkostninger på 34 mio. kr. årligt. Hvis der tages højde for, at der udover det lavere CO₂-

udslip samtidig sikres en reduktion i udslippet af SO₂ og NO_x, reduceres den velfærdsøkonomiske omkostning i 2010 med 0,3 mio. kr. Omregnet til omkostning pr. ton reduceret CO₂ over hele den betragtede periode 2000-2019 med en diskonteringsrate på 6 pct. fås en CO₂-omkostning på 4.849 kr. pr. ton CO₂-ækv. for den snævre velfærdsøkonomiske opgørelse mod 4.796 kr. pr. ton CO₂-ækv., når betydningen af reduktionen i SO₂- og NO_x-udledning tælles med. Anvendes i stedet en diskonteringsrate på 3 pct. bliver tallene hhv. 4.474 kr. pr. ton CO₂-ækv. og 4.421 kr. pr. ton CO₂-ækv.

5.9 Energi: Elafgift for privat handel og service

Formålet med at indføre elafgifter for alle erhverv i privat handel og service er at påvirke adfærden, så elforbruget reduceres. Der er regnet på et tiltag, hvor elafgiften for de erhverv indenfor privat handel og service, der ikke allerede betaler elafgift, sættes til 50 pct. af den gældende sats i husholdninger mm. Det svarer til, at der indføres en afgift på 28,3 øre/kWh eller 78,6 kr/GJ.

Tiltaget skønnes at medføre en elbesparelse på 1.724 TJ i årligt gennemsnit for perioden 2008-12. Det giver anledning til en besparelse på 364.000 ton CO₂-ækvivalenter. Tiltaget medfører snævre velfærdsøkonomiske omkostninger på knap 43 mio. kr. i årligt gennemsnit over perioden 2008-12. Hvis der samtidig tages højde for, at der udover CO₂-besparelsen også opnås en reduktion i udslippet af SO₂ og NO_x, reduceres de årlige velfærdsøkonomiske omkostninger i 2008-12 til 24 mio. kr.

Omregnet til omkostning pr. ton reduceret CO₂ for hele den betragtede periode 2000-2012 fås en omkostning på 122 kr. pr. ton CO₂-ækvivalent for den snævre velfærdsøkonomiske opgørelse og en omkostning på 64 kr. pr. ton CO₂-ækvivalent, når andre miljøeffekter tages med i betragtning. CO₂-omkostningen påvirkes stort set ikke af, hvilken diskonteringsrate der anvendes.

5.10 Energi: Yderligere udbygning med havvindmøller

I tiltaget etableres yderligere 3 havvindmølle anlæg på i alt 750 MW i perioden 2005-2007. Der er ikke taget stilling til, hvor de opføres, så både vindforhold og omkostninger til tilslutningskabler mv. er usikre. Ved et skønnet fuldlasttimal på 3700 produceres herved i alt 2,8 TWh (10,0 PJ) årligt. De samlede investeringsudgifter antages at udgøre 8 mia. kr. (i 2000 priser).

Det forventes, at den fremtidige VE-baserede elproduktion vil blive afregnet med markedsprisen på el samt få tildelt et VE-bevis. Forbrugerne får pligt til at købe VE-beviser på et marked svarende til en fastlagt andel af deres elforbrug. Det er således antaget, at summen af markedspriserne for el og VE-beviser gør det attraktivt for investorerne at opføre vindmølle anlæggene. En af forudsætningerne herfor er således, at der udmeldes en købsforpligtelse, der giver en efterspørgsel efter VE-beviser, som kan sikre en tilstrækkelig værdi af VE-beviset.



Tiltaget reducerer drivhusgasudslippet med 2,1 mill. tons CO₂-ækvivalenter i årligt gennemsnit for perioden 2008-12. CO₂-omkostningen er 296 kr. pr. ton CO₂-ækv. under grundforudsætningerne. Som ved alle langsigtede investeringsprojekter er valg af diskonteringsfaktor vigtig. Ved en diskonteringsfaktor på 3 pct. er CO₂-omkostningen 179 kr. pr. ton. Hvis værdien af de reducerede udslip af SO₂ og NO_x sættes til henholdsvis 30 kr. pr. kg og 35 kr. pr. kg, er omkostningen 243 kr. pr. ton ved en diskonteringsfaktor på 6 pct.

I beregningen forudsættes det, at kapaciteten af den traditionelle kraftproduktion ikke berøres. I praksis vil der på langt sigt kunne spares udgifter til levetidsforlængelse eller egentlige investeringsudgifter til et andet kraftværk. Det trækker i retning af, at omkostningerne ved tiltaget overvurderes. I praksis vil den samlede konventionelle kapacitet selv på helt langt sigt kun blive reduceret med overslagsmæssigt 15-25 pct. af 750 MW, idet vindmøller er en ustabil energikilde.

Modsat forudsættes det, at den resulterende stigning i elprisen i kraft af VE-tillægget ikke medfører noget samfundsøkonomisk tab, hvilket trækker i retning af at omkostningerne ved tiltaget undervurderes.

5.11 Energi: Etablering af storskala biomasseanlæg

Ved at erstatte konventionelle brændsler som kul og naturgas i kraftvarmeproduktionen med halm kan CO₂ udslippet helt elimineres, idet der ved afbrænding af halm blot frigives den mængde CO₂, som er optaget i halmen gennem opvæksten. På et storskala biomasseanlæg med et forbrug af indfyret halm på 200.000 ton årligt, kan der produceres 0,24 TWh (0,86 PJ) el og 1,73 PJ varme, hvorved der spares godt 230.000 ton CO₂-ækvivalenter årligt set i forhold til traditionel gennemsnitlig kraftvarmeproduktion i referencen, der hovedsagelig er kulbaseret.

Omkostningerne på et sådant biomasseanlæg er imidlertid væsentligt større end på et gennemsnitligt traditionelt kraftværk. Ud fra rent driftsøkonomiske kriterier er biomasseanlægget således kun rentabelt, fordi producenten kan forhøje elprisen med et VE-tillæg og samtidig fritages for energi- og CO₂-afgifter på indfyret brændsel til varme. Der skal dog stadig svares svovlafgift. Disse driftsøkonomiske gevinster er imidlertid ikke i sig selv udtryk for nogen tilsvarende samfundsøkonomisk gevinst, da de modsvarer forøgede udgifter hos elforbrugerne og mindre indtægter for det offentlige.

Meromkostningerne ved biomasseanlægget giver en CO₂-omkostning på 421 kr. pr. ton CO₂-ækv. under grundforudsætningerne. Som ved alle investeringsprojekter er omkostningen følsom for valg diskonteringsfaktor. Nedsættes denne fra 6 til 3 pct., falder omkostningen til 359 kr. pr. ton. Derimod betyder det kun lidt for omkostningen, om de formindskede SO₂ og NO_x udslip tillægges en værdi, da de fysiske reduktioner er forholdsvis beskedne.

I beregningen forudsættes det, at kapaciteten af den traditionelle kraftvarme produktion ikke berøres. I praksis vil der på langt sigt kunne spares udgifter til levetidsforlængelse eller egentlige investeringsudgifter til et andet kraftvarmeværk. Det trækker i retning af, at omkostningerne ved tiltaget overvurderes.

Modsat trækker tre andre simplificerende antagelser i retning af, at omkostningerne ved tiltaget undervurderes. For det første forudsættes det, at den resulterende stigning i elprisen i kraft af VE-tillægget ikke medfører noget samfundsøkonomisk tab. For det andet antages det, at det noget anderledes split mellem el og varme sammenlignet med traditionel gennemsnitlig kraftvarmeproduktion i referencen ikke giver anledning til ekstra omkostninger. Endelig forudsættes det, at halmprisen trods den stigende efterspørgsel ved tiltaget ikke vokser i forhold til referencen.

5.12 Energi: CO₂-kvoter for elproduktionen

Ved at stramme de eksisterende CO₂-kvoter for elproduktionen efter 2003, svarende til at nettoeksporten af el bliver omtrent nul, kan der opnås en årlig formindskelse af drivhusgasudslippet på efterhånden 13-14 mio. ton CO₂-ækvivalenter (helt overvejende CO₂) frem mod år 2012. De samfundsøkonomiske omkostninger herved består primært af formindskede nettoeksportindtægter, mens der er mærkbare sidegevinster i form af formindskede udslip af SO₂ og NO_x.

CO₂-omkostningen bliver i grundberegningen 82 kr. pr. ton CO₂-ækvivalent, men hvis gevinsten ved de lavere udslip af SO₂ og NO_x regnes med, bliver skyggeprisen 28 kr. pr. ton. Diskonteringsraten har ikke større betydning for skyggeprisen, da omkostninger og gevinster følges ad i tid.

En nødvendig betingelse for, at tiltaget slår fuldt igennem på verdens samlede CO₂ udslip, er, at andre lande overholder Kyoto-målsætningen. Det vil sige, at i det omfang formindskelsen af den danske produktion og eksport af el modsvares af en forøget elproduktion i andre lande, så vil disse lande dæmpe andre kilder til drivhusgasudslip.

I beregningen forudsættes det, at kapaciteten af den traditionelle kraftproduktion ikke berøres. I praksis vil der på langt sigt kunne spares udgifter til levetidsforlængelse eller egentlige investeringsudgifter til kraftværker. Det trækker i retning af, at omkostningerne ved tiltaget overvurderes.

Det forudsættes desuden, at der ikke sker en stigning i elprisen som følge af det mindre udbud af el på den nordiske elbørs.

6. Perspektiver for det videre arbejde

Det videre arbejde vil dels fokusere på beregninger på et udvidet antal tiltag, dels forfine og videreudbygge de allerede udførte beregninger. Nogle af de elementer, der kan arbejdes videre med i fase II, er:

- Indarbejdelse af afhængighed mellem tiltagene i beregningerne
- Belysning af hvordan nettoafgiftsfaktoren håndteres i forbindelse med afgiftstiltag eller anden adfærdsregulerende indsats
- Belysning af hvorvidt, og i givet fald hvordan, skatteforvriddningstab skal indgå i beregningerne
- Øget inddragelse af sideeffekter (eksternaliteter)
- Diskussion af diskonteringsproblematikken
- Diskussion af hvad der driver teknologiudviklingen
- Mere systematisk udarbejdelse af følsomhedsanalyser for de analyserede tiltag

Det vil som optakt til arbejdet med fase II blive specificeret nærmere, i hvilket omfang de enkelte pinde vil blive dyrket. I det følgende gøres der nogle tanker om den ene af pindene, nemlig det videre arbejde med at konstruere en metode, der på konsistent vis kan inddrage nettoafgiftsfaktoren ved både teknologiske og adfærdspåvirkende tiltag.

6.1 Det videre arbejde med metodeudvikling - nettoafgiftsfaktoren

I de beregninger, der er udført i denne fase af arbejdet, tages der udgangspunkt i en partiel model. I en partiel analyse vil man ofte fokusere på et enkelt marked (eller ganske få markeder) og ud fra pris- og/eller mængdeændringer på dette marked forsøge at sige noget om de samlede velfærdsændringer i økonomien som helhed. Man har i den forbindelse ofte anvendt det såkaldte *forbrugerskud* (consumer surplus), som er nemt at opgøre for et enkelt marked, og som desuden har en vis intuitiv og fortolkningsmæssig appel.

Problemet med en sådan partiel (forbrugerskuds-) analyse er, at metoden ofte kommer til kort over for mere realistiske og komplicerede problemstillinger. Når det f.eks. handler om en afgiftspålægelse eller prisstigning på en enkelt forbrugsvarer er anvendelsen af forbrugerskuddet en relativt enkel og ukontroversiel sag. Men når den betragtede vare både anvendes direkte til forbrug og som input i andre erhverv, bliver problemstillingen straks langt mere kompleks. Og hvis der så tilmed er forskelligt afgiftstryk på de forskellige markeder, bliver problemstillingen hurtigt så uoversku-

elig, at det reelt er meget vanskeligt at sikre sig, at en partiel beregning rent faktisk giver det rigtige – eller blot tilnærmelsesvis det rigtige.

Det teoretisk ”rigtige” svar på ovenstående er at opstille en konsistent model for problemstillingen – i princippet dækkende hele økonomien, men dog med fokus på det partielt betragtede marked. I en sådan model vil økonomiens produktionsside (produktionsmulighedsområde) og husholdningernes velfærd (”nytte”) være veldefinerede, ligesom der vil være styr på pengestrømmene mellem forskellige markeder og mellem f.eks. den offentlige og private sektor. Da en sådan teoretisk konsistent model ofte ikke kan løses analytisk, vil det typisk være nødvendigt at vælge nogle konkret parametre og derefter foretage analyser givet disse parameterstørrelser (som man så forsøger at sætte så realistisk som muligt).

En sådan model kaldes i økonom-jargonen for en AGL-model (Anvendt Generel Ligevægt), og i en AGL-model vil det være muligt at angive den præcise velfærdseffekt (givet det konkrete valg af ligninger og parametre) på ganske komplicerede tiltag. I modsætning til i en partiel analyse, vil man i en AGL-beregning ikke behøve at frygte, at visse markeder, produktionsprocesser eller pengestrømme er blevet ”glemt” eller er blevet regnet med mere end én gang. Alt dette holder AGL-modellen styr på, og i dén forstand (givet at man tror på modellens ligninger og parametre) giver AGL-modellen altid det ”rigtige”. Ulempen ved AGL-beregninger er imidlertid, at de er langt vanskeligere at foretage, end en partiel udregning af ændringer i forbrugeroverskuddet, trekantstab osv. En AGL-model kræver desuden, at man tager stilling til – og forstår – modellens ligninger og parametre, og endvidere kræves en ikke uvæsentlig teknisk ekspertise i rent faktisk at simulere modellen.

Spørgsmålet er så, om det er muligt at finde et slags mellempunkt mellem den partielle og den modelbaserede analyse, således at den partielle analyse næsten giver det rigtige (dvs. det, som en AGL-model ville give), men uden nødvendigvis at skulle vejen over en egentlig AGL-model? Hvis vi taler om meget komplicerede tiltag – f.eks. en gennemgribende skattereform – er svaret på dette spørgsmål negativt. I et sådant tiltag vil der sandsynligvis være alt for mange påvirkninger på forskellige markeder til, at man kan forvente at kunne efterligne det ”sande” resultat med nogen synderlig præcision i en partiel tilgang. Men i mindre komplicerede tilfælde er det formentlig muligt at komme et stykke af vejen, på følgende måde:

- (1) Opstil en simpel AGL-model, som beskriver essensen i problemstillingen. Denne model kan evt. opstilles og løses i Excel.
- (2) Foretag så mange simplificerende antagelser som muligt: f.eks. at udgiftsandelen for den betragtede vare er forsvindende lille.
- (3) Forsøg at gengive AGL-modellens resultater partielt, dvs. ved udelukkende at se på ét marked, og med brug af velkendte begreber som consumer- og producer surplus, afgiftsprovenuier osv.



I bilag L i bilagsrapporten er det beskrevet, hvordan man vha. (1)-(3) kan analysere en konkret problemstilling: nemlig at en vare pga. normer eller andet bliver mere ressourcerekrævende at fremstille. Et eksempel på dette kunne være, at skærpede krav til cirkulationspumper gør, at disse skal skiftes ud med mere energieffektive pumper – som så til gengæld er dyrere. Bilaget beskriver, at givet nogle rimelige forudsætninger kan velfærdseffekten opgøres vha. ændringer i de gængse consumer og producer surplus, idet sidstnævnte korrigeres med nettoafgiftsfaktoren, og idet kun en del af et eventuelt moms- og afgiftsprovener på den fordyrede vare skal indregnes i velfærdseffekten.¹²

Det er så håbet, at man vha. metoden (1)-(3) kan finde ”partielle” svar på andre lignende problemstillinger, herunder ikke mindst problemstillinger, hvor der sker en substitution mellem produktionsfaktorerne.¹³

Mht. metodeudvikling foreslås det derfor at opstille en teoretisk konsistent model for forskellige konkrete problemstillinger, og så – under en tilstrækkelig mængde forenkende antagelser – gengive modellens resultater ”partielt”; dvs. ud fra ét (eller ganske få) marked(er). En sådan teoretisk konsistent model (AGL-model) behøver ikke at bestå af ret mange ligninger, og der er således ikke tale om at opstille noget stort modelapparat.¹⁴

F.eks. består den AGL-model, der anvendes i bilag L i bilagsrapporten, kun af ti ligninger, men er alligevel i stand til at beskrive den konkrete problemstilling godt nok til at være anvendelig som ”facitliste” for en partiel beskrivelse. Der er begrundet håb om, at andre (også lidt mere komplicerede) problemstillinger vil kunne ”løses” ud fra samme metodologi. Her tænkes f.eks. på afgiftseksperimenter, som indebærer en substitution i produktionsprocessen, indførelse af normer og kvoter, effekter af tilskud til forskning og udvikling i energiteknologi o. lign.

¹² Som et generelt delresultat angiver bilaget desuden en ganske nyttig sammenhæng mellem den ”sande” velfærdseffekt, ændringen i consumer surplus på de forskellige markeder og ændringen i det samlede afgiftsprovener.

¹³ F.eks. kunne man forestille sig, at fordyrede cirkulationspumper i serviceerhvervene ville give en substitution væk fra pumper og hen imod andre produktionsfaktorer (arbejdskraft).

¹⁴ Rent faktisk vil sådanne simple AGL-modeller typisk være så små, at de kan opstilles og simuleres i f.eks. Excel.

Litteratur

Copenhagen Economics (2001): *Kvotehandel og kvotepriser*. København.

Energistyrelsen (2001a): *Fremskrivning af Danmarks energiforbrug og CO₂-udledning* København.

Energistyrelsen (2001b): *Denmark's Greenhouse Gas Projections until 2012*. København

Energistyrelsen (2001c): *Omkostninger ved CO₂-reduktion for udvalgte tiltag Bilagsrapport. Maj 2001*. København.

Finansministeriet (2001): *Miljøpolitikken økonomisk fordele og omkostninger*. København.

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

Miljø- og Energiministeriet (2000): *Klima 2012 – status og perspektiver for dansk klimapolitik*. København.

Møller, F. m.fl (2000): *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.

Olesen, J.E. mfl. (2001): *Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets emission af drivhusgasser*. DJF-rapport.

Risø (1997): *External Costs Related to Power Production Technologies, ExternE National implementation for Denmark*. Risø-R-1033 (EN).