

Miljøprojekt nr. 373

1997

Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip

Miljøprojekt (Environmental Project)

- Nr. 273: Røntgenfunktionens miljøbelastning
- Nr. 274: Miljøfarlige kemikalier på sygehuslaboratorier
- Nr. 275: Ånære arealers samspil med vandløb
- Nr. 276: Demonstrationsejendomme for bedre udnyttelse af husdyrgødning
- Nr. 277: Genetically Modified Animals
- Nr. 278: Miljøfremmede stoffer i renseanlæg
- Nr. 279: Renere teknologi i Grenås industri
- Nr. 280: Bortskaffelse af elektronikprodukter
- Nr. 281: Miljøprioritering af industriprodukter
- Nr. 282: Neurotoxicology
- Nr. 283: Ammoniakfordampning fra landbruget
- Nr. 284: Indsatsområder for renere teknologi i den grafiske branche
- Nr. 285: Traffic PAH and Other Mutagens in Air in Denmark
- Nr. 286: TIC-nettets indsats for renere teknologi i mindre virksomheder
- Nr. 287: Miljøvurdering af EVOH og EVA
- Nr. 288: Miljøvurdering af LLDPE
- Nr. 289: Electronics and the Environment
- Nr. 290: Male Reproductive Health and Environmental Chemicals with Estrogenic Effects
- Nr. 291: Introduktion til miljøvurdering af elektronikprodukter
- Nr. 292: Mandlig reproduktion og kemiske stoffer med østrogenlignende effekter
- Nr. 293: Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold
- Nr. 294: Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb
- Nr. 295: Renere teknologi i det kommunale miljøarbejde
- Nr. 296: Projekt Planteværnsgrupper 1991-92
- Nr. 297: Landbrugspolitik og miljøregulering - 1. delrapport
- Nr. 298: Guidance Document for Risk Assessment of Industrial Waste Water
- Nr. 299: Kunstig infiltration af overfladevand
- Nr. 300: Polyurethane Foam without Ozone Depleting Substances
- Nr. 301: Going towards Natural Refrigerants
- Nr. 302: Ozonlagsnedbrydende stoffer og HFC - forbrug i 1994
- Nr. 303: Udnyttelse af sekundavand i hovedstadsregionen
- Nr. 304: Brancheanalyse beton - renere teknologi ved betonfremstilling
- Nr. 305: Renere teknologi i renseribranchen
- Nr. 306: Environmental Exposure Assessment of Chemicals
- Nr. 307: Evaluation of the SimpleBox Model for Danish Conditions
- Nr. 308: Fate Model for Organic Chemicals in Sewage Treatment Plants
- Nr. 309: Implementation of Model for Atmospheric Transport of Chemicals
- Nr. 310: Modelling of Leaching of Pesticides - PESTLA and MACRO
- Nr. 311: Surface Water Model for Pesticides - SLOOTBOX
- Nr. 312: Going towards Natural Fire Extinguishants
- Nr. 313: Environmental Aspects of PVC
- Nr. 314: Bathing Water - Microbiological Control
- Nr. 315: Kvalstofbalance og -tab ved udendørs sohold
- Nr. 316: Bacillus thuringiensis
- Nr. 317: Oversigt over renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 318: Massestrømsanalyse for nikkel
- Nr. 319: Retningslinier for udvikling af bæredygtig elektronik
- Nr. 320: Massestrømsanalyse for phthalater
- Nr. 321: Landbrugspolitik og miljøregulering - 2. delrapport
- Nr. 322: Impact of Regulation on the Development of Biotechnology
- Nr. 323: Massestrømsanalyse for kobber
- Nr. 324: Genoverførsel mellem bakterier
- Nr. 325: Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam
- Nr. 326: Miljøstyret bygningsdrift i boligselskaber
- Nr. 327: Massestrømsanalyse for bly
- Nr. 328: Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål
- Nr. 329: Arsenudslivning fra træ behandlet med træbeskyttelsesmidler
- Nr. 330: Chlorerede opløsningsmidler i den mættede zone
- Nr. 331: Integration af renere teknologi i miljøsagsbehandlingen
- Nr. 332: Værktøj til evaluering af virksomheders miljøpræstation
- Nr. 333: Erfaringer fra formidlingsprojektet "Entreprenørens Miljøguide"
- Nr. 334: Status for produktion og disponering af restprodukter og jord
- Nr. 335: Multigeneration Growth Inhibition Test on the Ciliate Tetrahymena
- Nr. 336: Methods for Screening Anaerobic Biodegradability and Toxicity of Organic Chemicals
- Nr. 337: Activated Sludge Biodegradability Simulation Test
- Nr. 338: Miljøvenlige komfurer og ovne
- Nr. 339: VOC-reduktion i grafisk industri
- Nr. 340: Test af glasindsamling med farveseparering
- Nr. 341: Miljøeffekter og ressourceforbrug for 3 grafiske produkter i et livscyklusperspektiv
- Nr. 342: Ozonlagsnedbrydende stoffer og visse drivhusgasser - 1995
- Nr. 343: Affaldsstruktur i 6 EU-lande
- Nr. 344: Massestrømsanalyse for kviksølv
- Nr. 345: Miljømæssig screening af emballager til mælk
- Nr. 346: Modelling of Herbicide Use in Genetically Modified Herbicide Resistant Crops - 1
- Nr. 347: Miljøvurdering i byfornyelsen
- Nr. 348: Metoder til reduceret kemikalieanvendelse i skov
- Nr. 349: Survey of the Content of Heavy Metal in Packagings on the Danish Market
- Nr. 350: Industry Analysis, Concrete - Cleaner Technology in Concrete Production
- Nr. 351: Hygiejniske aspekter ved behandling og genanvendelse af organisk affald

Miljøprojekt (Environmental Project)

- Nr. 352: Sundhedsmæssig vurdering af luftforurening fra vejtrafik
- Nr. 353: Mekanisk renholdelse af kulturer plantet på agerjord
- Nr. 354: Medarbejderdeltagelse ved indførelse af renere teknologi - hovedrapport
- Nr. 355: Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer
- Nr. 356: AMAP Greenland 1994-1996
- Nr. 357: Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand
- Nr. 358: Fyring med biomassebaserede restprodukter
- Nr. 359: Jorddækning som alternativ til kemisk ukrudtskontrol
- Nr. 360: Nøgletal for afløbssystemer
- Nr. 361: Forekomst af antibiotikaresistente bakterier i akvatiske miljøer
- Nr. 362: Regulering af uønsket vegetation i pyntegrønskultur ved afgræsning med får
- Nr. 363: Herbicide Resistant Crops and Impact of their Use
- Nr. 365: Insekticidreduktion ved bekæmpelse af nåletræsnudebillen
- Nr. 366: Use of Waste Products in Agriculture
- Nr. 367: Emissioner fra skibe i danske farvande 1995-1996
- Nr. 368: Evaluering af informationssystemet om renere teknologi
- Nr. 370: Miljøregnskabet
- Nr. 371: Miljøteknisk revision i den offentlige laboratoriesektor
- Nr. 372: Genanvendelse af dagrenovation
- Nr. 373: Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip

Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduk- tion af drivhusgasudslip

I dette projekt er der opstillet en samlet reference for alle sektorer og alle drivhusgasser, idet der er anvendt et fælles sæt af forudsætninger for udviklingen i den økonomiske vækst, energipriser o.l. Der analyseres en række drivhusgasreducerende tiltag inden for forskellige sektorer og beregnes såvel reduktionspotentiale og de med tiltaget forbundne omkostninger. Sluttelig foretages en sammenligning af disse tiltag både på tværs af sektorerne og med udgangspunkt i de i Energi 21-planen opstillede reduktionsforslag.

Pris kr. 75,- (inkl. 25% moms)

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-7810-885-3

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Telefon 32 66 01 00

Miljøprojekt nr. 373

1997

Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip

J. Fenhann, P.E. Morthorst, L. Schleisner
Forskningscenter Risø

F. Møller, M. Winther
Danmarks Miljøundersøgelser

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

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

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

Indhold

1. INDLEDNING	9
1.1 FORMÅL MED PROJEKTET	9
1.2 ANALYSENS STRUKTUR	10
1.3 RAPPORTENS INDHOLD	10
2. DEN ANVENDTE METODE	13
2.1 FORANSTALTNINGSTYPER	13
2.2 SAMFUNDSØKONOMISK ANALYSE	14
2.3 COST EFFECTIVENESS ANALYSE	16
2.3.1 Konsekvensbeskrivelsen	17
2.3.2 Emissions- og omregningsfaktorer	17
2.3.3 Omkostningsberegninger og beregningspriser	19
2.3.4 Diskontering	20
2.4 SAMMENLIGNING MED ENERGI21-PLANEN	20
3. REFERENCE FOR DE ENKELTE SEKTORER FOR UDSLIPPET AF DRIVHUSGASSER	22
3.1 DEFINITION AF REFERENCEN	22
3.2 ØKONOMISKE FORUDSÆTNINGER	21
3.3 SEKTORREFERENCER	24
3.3.1 Energi- og transportsektoren	24
3.3.2 Landbrug	28
3.3.3 Affald	30
3.3.4 Industri	31
3.3.5 Skovbrug	32
3.4 SAMLET REFERENCE FOR UDSLIPPET AF DRIVHUSGASSER	33
4. DEKOMPONERING AF TILTAG I ENERGI21-PLANEN	35
4.1 METODIK FOR OPSTILLING AF REDUKTION SOMKOSTNINGSKURVE	34
4.2 OMKOSTNINGSKURVE ÅR 2005 FOR DEN I ENERGI21-PLANEN FORVENTEDE CO ₂ -REDUKTION	36
4.3 OMKOSTNINGSKURVE FOR ÅR 2030 FOR ENERGI21-PLANEN	39
5. ANALYSEREDE REDUKTIONSTILTAG	41
5.1 INDLEDNING	40
5.2 HAVMØLLER	41
5.2.1 Beskrivelse af teknologien	40
5.2.2 Teknologidata og beregningsresultater	42
5.2.3 Potentiale	43
5.2.4 Følsomhedsberegninger	44
5.2.5 Sammenfatning	45
5.3 UDSKILLELSE OG LAGRING AF CO ₂	46
5.3.1 Beskrivelse af teknologien	46
5.3.2 Teknologidata og beregningsresultater	47
5.3.3 Potentiale for CO ₂ lagring i Danmark	49
5.3.4 Følsomhedsberegninger	49
5.3.5 Sammenfatning	50
5.4 BIOGASFORBEHANDLING AF HUSDYRGØDNING	52
5.4.1 Beskrivelse af teknologien	52
5.4.2 Teknologidata og beregningsresultater	54
5.4.3 Potentiale	55

5.4.4 <i>Sammenfatning</i>	55
5.5 ANVENDELSE AF MERE ENERGIEFFEKTIVE KØRETØJER	56
5.5.1 <i>Problemstillingen</i>	56
5.5.2 <i>Beregningerne</i>	57
5.5.3 <i>Reduktionspotentiale</i>	58
5.5.4 <i>Omkostningseffektivitet</i>	60
5.5.5 <i>Sammenfatning</i>	63
5.6 ANVENDELSE AF BIOBRÆNDSTOFFER	64
5.6.1 <i>Beskrivelse af teknologien</i>	64
5.6.2 <i>Teknologidata og beregningsresultater</i>	65
5.6.3 <i>Potentiale</i>	66
5.6.4 <i>Følsomhedsberegninger</i>	67
5.6.5 <i>Sammenfatning</i>	70
5.7 UDNYTTELSE AF LOSSEPLADSGAS	70
5.7.1 <i>Beskrivelse af teknologien</i>	70
5.7.2 <i>Teknologidata og beregningsresultater</i>	71
5.7.3 <i>Potentiale</i>	72
5.7.4 <i>Sammenfatning</i>	73
6. SAMMENSTILLING AF TVÆRSEKTORIELLE RESULTATER	75
6.1 OPSTILLING AF SAMLET REDUKTION SOM KOSTNINGSKURVE FOR DRIVHUSGASER	75
6.2 SAMMENLIGNING AF DE ANALYSEREDE TILTAG	78
7. KONKLUSION	80

Forord

Dette er slutrapporten på projektet "Vurdering af samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasemissioner", der er igangsat og finansieret af Miljøstyrelsen. Projektet er udført i et samarbejde mellem Forskningscenter Risø og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU). Arbejdet er udført i perioden medio 1995 til udgangen af 1996 af en arbejdsgruppe bestående af:

Projektgruppe

Jørgen Fenhann, Risø
Poul Erik Morthorst, Risø (projektleder)
Lotte Schleisner, Risø
Flemming Møller, DMU (projektleder for DMU's del)
Morten Winther, DMU

Reduktion af drivhusgasser

Mulighederne for at reducere CO₂-emissionerne i det danske energisystem er i den senere tid blevet belyst ganske grundigt. Dette gælder ikke mindst i de to energiplaner, Energi2000 og Energi21, hvor såvel mulige reduktionstiltag og de med gennemførelse af disse forbundne omkostninger er blevet analyseret i et samfundsmæssigt perspektiv. Tilsvarende grundige analyser er imidlertid ikke blevet gennemført for tiltag, der reducerer andre drivhusgasser, eksempelvis metan (CH₄) og lattergas (N₂O), som begge udgør betydelige andele af den samlede danske drivhusgasemission, omregnet i CO₂-ekvivalenter. Tilsvarende er der kun i begrænset omfang foretaget analyser for mulighederne for at reducere drivhusgasser i andre sektorer i den danske samfundsøkonomi, herunder eksempelvis landbrug, trafik- og affaldssektoren, og de få gennemførte analyser er vanskelige at sammenligne p.g.a. forskelle i forudsætninger og afgrænsning.

Det primære formål med dette projekt er således, at give et indblik i potentiale og økonomi for de muligheder for drivhusgasreduktioner, der eksisterer, såvel inden for energisektoren som i andre sektorer og for såvel CO₂ som for andre drivhusgasser. I så forholdsvis begrænset et projekt som dette er det naturligvis ikke muligt at gennemgå de enkelte sektorer i dybden. Der er derfor valgt at fokusere på en række teknologiske tiltag, der bredt illustrerer mulighederne i de forskellige sektorer. Ved anvendelse af den samme metodologi for alle tiltag har reduktionspotentiale og -omkostninger for disse kunnet sammenlignes.

Følgegruppe

Projektarbejdet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

Camilla Røsenhagen, Miljøstyrelsen
Michael Soetmann, Trafikministeriet
Niels Buus Kristensen, COWI
Jesper Gunderman, Energistyrelsen
Lisbeth A. Jacobsen, Landbrugsministeriet
Vibeke Østergaard, Miljøstyrelsen

Projektgruppen vil gerne takke følgegruppen for frugtbare diskussioner og konstruktive kommentarer.

Risø, april 1997.

Resume

Formål

Formålet med dette projekt har været, at identificere og belyse en række teknologiske muligheder for reduktion af de samlede drivhusgasemissioner fra energisektoren og andre samfundssektorer, herunder landbrug, trafik og affaldssektoren. Ved anvendelse af en fælles metodologi er der i projektet

- Opstillet en samlet reference for alle sektorer og alle drivhusgasser, idet der er anvendt et fælles sæt af forudsætninger for udviklingen i den økonomiske vækst, energipriser o.l.
- Analyseret en række drivhusgasreducerende tiltag inden for forskellige sektorer, og beregnet såvel reduktionspotentialer og de med tiltaget forbundne omkostninger
- Foretaget en sammenligning af disse tiltag både på tværs af sektorerne og med udgangspunkt i de i Energi21-planen opstillede reduktionsforslag.

Metode

Beregningerne er både udarbejdet ved anvendelse af faktorprismetoden og ved anvendelse af den velfærdsøkonomiske metode.

Resultater

I projektet er identificeret en række tiltag, hvis omkostninger opgjort i faktorpriser ligger i intervallet 100-300 kr/t, hvilket - alt andet lige - må betragtes som værende rimeligt moderate reduktionsomkostninger for drivhusgasemissioner. Disse tiltag omfatter eksempelvis biogasanlæg, anlæg til udnyttelse af lossepladsgas, havmøller og CO₂-fjernelse.

Vurderingen af transporttiltag afhænger af opgørelsesmetoden. Opgjort efter *faktorprismetoden* er transporttiltag økonomisk yderst gunstige at gennemføre. Tages påvirkningen af nytten med i betragtning viser opgørelserne efter *den velfærdsøkonomiske metode*, at transporttiltag hører til i den økonomisk dyreste ende at gennemføre.

Endelig kan det påpeges, at en gennemførelse af de analyserede tiltag - specielt på langt sigt - kan give mulighed for betydelige reduktioner af drivhusgasemissionerne. På kort sigt (frem til år 2005) begrænses reduktionspotentialer primært af den hastighed, hvormed tiltagene kan iværksættes.

Possibilities of reducing greenhouse gases

English summary.

For a number of years the cost of reducing CO₂ emissions in the energy sector in Denmark has been investigated in detail. The same has not been the case what concerns the cost of reducing other greenhouse gases (CH₄ and N₂O) and especially not what concerns the possibilities of reducing greenhouse gases in other sectors in the Danish economy, i.e. agriculture, transport, industry, domestic waste and forestry.

Thus, the objective of this project was twofold:

Objective

- 1) To calculate the national economic costs related to a number of options for reducing Danish greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄ and N₂O) by using the same methodology for all important sectors in the economy and
- 2) To compare the cost efficiency of these options not only within the individual sectors but also across the sectoral boundaries to achieve an overall view of the reduction possibilities in society and the associated costs.

Methodology

The calculations were carried out by using two methodological approaches in parallel: *The national economic approach* based on the direct costs, that is using prices stripped of taxes and subsidies to give an picture of the "real economic costs". Traditionally this approach is used when analysing technology substitution. *The welfare economic approach* that takes into account the impacts on behaviour, and thus can be used analysing a wider range of projects.

Results

In the project a number of reduction options were identified, that can be characterised as moderately priced reduction possibilities (in the range of 100 - 300 DKK/t CO₂-ekvivalents reduced). These options include biogas plants, the use of methane from waste, off-shore wind turbines and the removal and storage of CO₂ from exhaust gases. What concerns transport-reduction options, the costs of these depends on the calculation approach: When calculated using the national economic approach the transport options are among the cheapest to carry out, using the welfare economic approach they are among the most expensive.

Finally, if implemented the identified options can - especially in the long run - secure significant greenhouse gas reductions. In the short run the utilisation of the technologies are mainly restricted by the speed they can be introduced into the system.

1. Indledning

1.1 Formål med projektet

Drivhusgasproblematikken

Fremkomsten af Brundtlandkommissionens rapport "Vor fælles fremtid" i 1987 blev anstødsstenen til, at den danske energi- og miljøpolitik i de senere år har haft fokus på drivhusproblematikken, herunder i særdeleshed emissionen af kuldioxid (CO₂). Energihandlingsplanen, Energi2000, redegjorde på detaljeret vis for potentialer og økonomi i en række CO₂-reducerende tiltag, og på grundlag af denne vedtog det danske Folketing en målsætning om 20%’s reduktion af CO₂-emissionen i år 2005 i forhold til 1988. Disse analyser blev i 1996 fulgt op i den seneste energiplan, Energi21, og på grundlag af denne fandt Folketinget ikke nogen grund til at ændre på den førte politik på drivhusgasområdet - reduktionsmålsætningen på 20% blev opretholdt.

Formål med projektet

Karakteristisk for de to nævnte energiplaner er, at det centrale er reduktionen af CO₂-emissionerne, mens øvrige drivhusgasser - eksempelvis metan (CH₄) og lattergas (N₂O) - kun er sporadisk berørt, til trods for at disse udgør en ikke ubetydelig del af de samlede danske drivhusgasemissioner, omregnet til CO₂-ækvivalenter. Tilsvarende står energisektoren, delvist sammen med transportsektoren, som de centrale elementer i de to energiplaner, mens øvrige sektorer, herunder eksempelvis landbrug og affaldssektoren, ikke er inddraget i analyserne. I forhold til dette har internationale diskussioner inden for drivhusgasområdet (eksempelvis i forhandlingerne i Intergovernmental Panel on Climate Change) i stigende grad fokuseret på de samlede drivhusgasemissioner, altså på alle drivhusgasser fra alle sektorer.

Formålet med dette projekt er således at perspektivere hvilke muligheder for reduktion af de samlede drivhusgasemissioner, der eksisterer inden for såvel energisektoren som øvrige sektorer, og at sammenligne disse. Sammenfattende er projektets formål således:

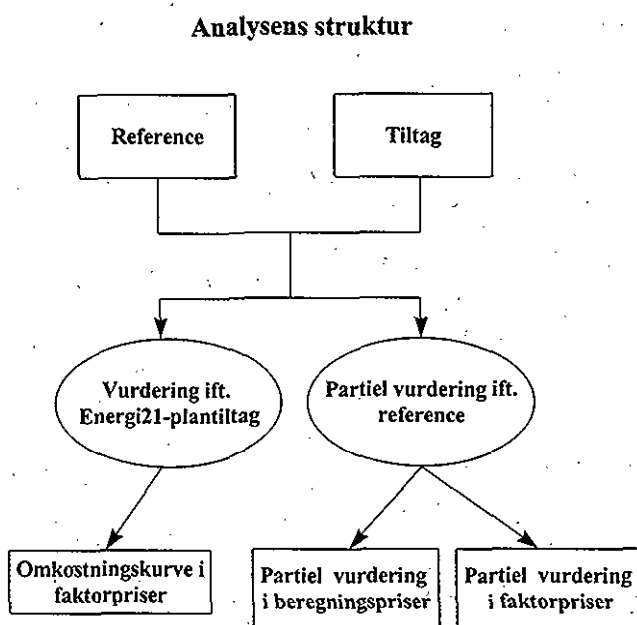
- Ved anvendelse af en fælles metodologi, at beregne de samfundsøkonomiske omkostninger ved en række tiltag til reduktion af de danske drivhusgasemissioner inden for de vigtigste sektorer i samfundet.
- At sammenligne omkostningseffektiviteten af disse tiltag ikke kun inden for de enkelte sektorer men også på tværs af sektorer for herigennem at opnå et overblik over såvel de opnåelige reduktionspotentialer som de med realisering af disse forbundne omkostninger.

Inden for et så forholdvis begrænset projekt som dette er det naturligvis ikke muligt at gå i dybden med de enkelte sektorer, som eksempelvis energiplanerne gjorde med energisektoren. Projektets intentioner er således primært at illustrere, om udvalgte reduktionstiltag fra de forskellige sektorer kan konkurrere potentiale- og omkostningsmæssigt med tiltag inden for energisektoren. Projektet er en fortsættelse og en implementering af de metoder, der blev opstillet i forprojektet "Samfundsøkonomiske omkostninger

omkostninger ved reduceret drivhusgasudslip" (Miljøstyrelsen, 1995), der blev gennemført af Forskningscenter Risø og DMU i 1995.

1.2 Analysens struktur.

Den overordnede struktur i den i projektet gennemførte analyse er vist i Figur 1.1



Figur 1.1: Overordnet struktur for den gennemførte analyse.

Faser i projektet

Som det fremgår af figuren er der en række faser, der er blevet gennemført i analyserne:

- For hver enkelt sektor er der opstillet en referenceudvikling for udslippet af drivhusgasser frem til år 2005. Referencerne er opstillet under ens forudsætninger, eksempelvis hvad angår økonomisk vækst i samfundet. Alle lovgivningsmæssigt vedtagne foranstaltninger er inkluderet i referencerne.
- I forhold til den opstillede reference er der udvalgt en række tiltag, der bredt illustrerer mulighederne for drivhusgasreduktioner i de enkelte sektorer. Tiltagene er valgt så de supplerer de i referencen anvendte tiltag.
- For hvert enkelt tiltag er der udarbejdet en partiel vurdering, dvs. at det enkelte tiltag er gennemregnet i forhold til et veldefineret tiltag i referencen. Vurderingen omfatter såvel reduktionspotentiale som omkostningseffektivitet. Omkostningerne forbundet med reduktionstiltaget er opgjort såvel i faktorpriser, som i velfærdsøkonomisk baserede beregningspriser.

- På basis af Energi21-planen er der opstillet en såkaldt reduktionsomkostningskurve, der for grupperinger af planens tiltag viser hvor meget de enkelte tiltag bidrager med af den samlede reduktion af drivhusgasser, og hvad marginalomkostningerne er for gennemførelse af de givne tiltag i planen.
- Denne Energi21-reduktionsomkostningskurve danner udgangspunkt for sammenligning med de i dette projekt valgte tiltag. Sammenligningen med Energi21-kurven fører frem til en samlet reduktionsomkostningskurve, der inkluderer alle betydende drivhusgasser og de skønnede reduktionspotentialer for de analyserede tiltag.

De i projektet behandlede drivhusgasser omfatter kuldioxid (CO_2), metan (CH_4) og lattergas (N_2O). Af det samlede danske drivhusgasudslip i 1994 udgjorde kuldioxid 80%, metan 15% og lattergas 5%.

Tiltag

De behandlede sektorer omfatter energi, landbrug, trafik, affald samt skovbrug og industri, hvor sidstnævnte dog er ret summarisk behandlet. De i projektet analyserede tiltag udgør:

- Anvendelse af havmøller (energi)
- Udskillelse og lagring af CO_2 (energi)
- Biogasforbehandling af husdyrgødning (landbrug)
- Tekniske reduktioner af emissionerne fra forskellige køretøjskategorier - personbiler, varebiler, lastbiler og landbrugets traktorer (trafik og landbrug)
- Anvendelse af mindre personbiler (trafik)
- Anvendelse af biobrændstoffer (trafik)
- Udnyttelse af lossepladsgas (affald)

1.3 Rapportens indhold

Læsevejledning

Kapitel 2 omhandler den i projektet anvendte metode, herunder definition af de økonomiske nøgletal. I dette kapitel redegøres ligeledes for omregningen af drivhusgasserne til CO_2 -ækvivalenter.

Kapitel 3 viser de vigtigste økonomiske forudsætninger og giver en kort beskrivelse af de anvendte referencer inden for de enkelte sektorer.

Kapitel 4 omhandler opstillingen af Energi21-reduktionsomkostningskurven, herunder hvorledes denne kurve metodemæssigt er defineret.

Kapitel 5 indeholder en summarisk beskrivelse af alle de i projektet analyserede tiltag, inklusiv resultaterne af de partielle beregninger.

Bilagsbindet til denne rapport indeholder en mere detaljeret gennemgang af tiltagene.

Kapitel 6 indeholder sammenstillingen af de tværsektorielle resultater. På basis af Energi21-reduktionsomkostningskurven, samt de beregnede marginalomkostninger og skønnede potentialer for de i denne rapport analyserede tiltag, er der opstillet en samlet reduktionsomkostningskurve for de mest betydende drivhusgasser.

Endelig indeholder kapitel 7 en kort konklusion.

2. Den anvendte metode

I dette afsnit beskrives projektets metodiske grundlag, idet følgende forhold konkretiseres

- foranstaltningstyper omfattet af projektet
- projektets samfundsøkonomiske analyse
- projektets cost effectiveness analyse
- sammenligningen med E21

2.1 Foranstaltningstyper

Foranstaltninger

Foranstaltningerne over for drivhusgasudslippet omfatter følgende typer

- teknologiske ændringer
- strukturelle ændringer
- styringsmæssige indgreb

Ved teknologiske ændringer forstås foranstaltninger, hvor omfanget og sammensætningen af produktionen og forbruget i samfundet ikke påvirkes, men opretholdes på det eksisterende niveau under anvendelse af en anden teknologi. I en drivhusgassammenhæng betyder dette, at den økonomiske aktivitet opretholdes enten under anvendelse af en mindre mængde fossile brændsler eller under tilbageholdelse af en større mængde af drivhusgasserne.

De strukturelle ændringer omfatter foranstaltninger, som både kan være karakteriseret ved ændringer i den samlede økonomiske aktivitet og i aktivitetens sammensætning. Der er altså tale om foranstaltninger, hvor udslippet af drivhusgasser reduceres ved f.eks. at begrænse den animalske produktion, begrænse forbruget af energiintensive produkter, begrænse det samlede transportarbejde, øge antallet af passagerer i hvert transportmiddel o.s.v.

Med styringsmæssige indgreb tænkes især på brugen af økonomiske styringsmidler såsom afgifter og subsidier samt på brugen af administrative indgreb rækkende fra egentlige lovmæssige forbud over godkendelseskrav til henstillinger. Hensigten med de styringsmæssige indgreb er at påvirke den økonomiske adfærd i samfundet med teknologiske og strukturelle ændringer til følge.

Fra et policy-synspunkt er det umiddelbart mest interessant at analysere de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af de styringsmæssige indgreb. Det er gennem valget af styringsmidler, at det politiske system direkte har mulighed for at påvirke disse forhold. Analysen af de styringsmæssige indgreb forudsætter imidlertid, at det er muligt at beskrive de

sætter udvalget af styringsmidler og ikke mindst de adfærdsbestemmende parametre grænser for, hvilke teknologiske og strukturelle ændringer der kan blive resultatet af de styringsmæssige indgreb. Disse forbindes normalt ikke med nye samfundsformer og -strukturer og ændrede holdninger, der kan have endog meget stor betydning for løsningen af det betragtede miljøproblem.

De direkte analyser af de teknologiske og strukturelle ændringer giver formentlig bedre muligheder for at beskrive et bredt spektrum af tænkelige ændringer i samfundets aktiviteter med betydning for løsningen af miljøproblemet. Analyserne fører så at sige til en kortlægning af det reelle mulighedsområde herfor. Tilbage står imidlertid så at gøre rede for, hvorledes løsningsmulighederne kan gennemføres i praksis - særligt hvis de forudsætter væsentlige holdningsmæssige ændringer og grundlæggende ændringer i samfundets organisatoriske og produktionsmæssige struktur.

Kun teknologiske ændringer

I dette projekt er det valgt alene at analysere teknologiske ændringer. Hermed indsnævres analysen betragteligt. Mulighederne for at reducere drivhusgasudslippet gennem teknologiske foranstaltninger uden at ændre ved omfanget og strukturen af de samfundsøkonomiske aktiviteter må trods alt anses for begrænsede. Samtidig kan der udmærket foreligge muligheder for strukturelle ændringer, som det vil være mere fordelagtigt at gennemføre med henblik på at reducere drivhusgasbelastningen, end de i dette projekt analyserede teknologiske ændringer. Endelig analyseres ændringerne i nogen grad uafhængigt af de styringsmæssige muligheder, hvorfor resultaterne ikke direkte kan indgå i en policy-sammenhæng.

Årsagen til denne begrænsning af projektet er for det første, at dette primært har karakter af et metodestudie, hvor hovedproblemstillingen er sammenligning af foranstaltninger på tværs af sektorer. Da det er første gang en sådan tværsektoriel sammenstilling forsøges i en dansk sammenhæng, har det været væsentligt ikke at komplicere problemstillingen unødigt. For det andet knytter der sig væsentlige praktisk metodologiske problemer til især den velfærdsøkonomiske analyse af strukturelle ændringer. Ved at begrænse projektet til teknologiske ændringer, har traditionelle projektvurderingsmetoder kunnet benyttes i forbindelse med den økonomiske analyse. Endelig er det på grund af de begrænsede muligheder for at beskrive de adfærds-mæssige konsekvenser af styringsmæssige indgreb vanskeligt at opgøre de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af disse.

Resultatet af projektet må altså alene betragtes som et forsøg på i en dansk sammenhæng at beskrive nogle af mulighederne for og konsekvenserne af at reducere drivhusgasudslippet gennem teknologiske ændringer inden for en række sektorer.

2.2 Samfundsøkonomisk analyse

Den samfundsøkonomiske analyse kan antage to former

- makroøkonomisk analyse
- velfærdsøkonomisk analyse

Makroøkonomisk analyse

Den makroøkonomiske analyse sigter mod at belyse foranstaltningernes konsekvenser for en række nationalregnskabsstørrelser såsom BNP i

forskellige erhverv, beskæftigelsen, betalingsbalancen, det private forbrug etc. Analysen gennemføres på et rimeligt højt aggregeringsniveau og baseres normalt på en modelmæssig beskrivelse af forbrugernes og virksomhedernes adfærd. Det er en væsentlig styrke ved den modelbaserede makroøkonomiske analyse, at der på denne måde tages højde for interaktionen mellem de forskellige økonomiske agents adfærd.

Mulighederne for at analysere de forskellige foranstaltninger begrænses imidlertid af det høje aggregeringsniveau. Produktionsteknologien i de makroøkonomiske modeller beskrives normalt ved input/output-modeller eller ved estimerede produktionsfunktioner, hvor produktionen er en funktion af indsatsen af arbejdskraft, kapital, energi og eventuelt råvarer. Teknologiske ændringer, som baseres på konkrete ingeniørmæssigt beskrevne teknologier er derfor vanskelige at indarbejde og analyseres inden for disse modeller. Det samme gælder strukturelle ændringer, som fordrer adfærdsmæssige ændringer ud over, hvad der er erfaret i den periode, for hvilken modellen er estimeret. De makroøkonomiske modeller er især anvendelige ved analyser af ændringer, som direkte kan formuleres ved hjælp af modellens variable og parametre. Dette gælder f.eks. analyser af generelle styringsmæssige indgreb såsom afgiftsændringer, ændringer i de offentlige investeringer o.s.v. I en dansk sammenhæng er konsekvenserne af indførelsen af CO₂-afgiften således blevet belyst ved hjælp af makroøkonomiske modeller. Derimod har det været vanskeligt at gennemføre en makroøkonomisk analyse af energihandlingsplanen, fordi denne omfatter ændringer af en lang række specifikke teknologiske og strukturelle parametre, som ikke er en del af modellerne.

Velfærdsøkonomisk analyse

Hensigten med den velfærdsøkonomiske analyse er at belyse foranstaltningernes konsekvenser for den økonomiske velfærd. Denne antages at være en funktion af befolkningens forbrugsmuligheder. Som indikator på ændringerne i den økonomiske velfærd benyttes normalt befolkningens betalingsvillighed for foranstaltningernes forbrugskonsekvenser.

Den velfærdsøkonomiske analyse er især blevet anvendt i forbindelse med teknologiske ændringer. På basis af en detaljeret beskrivelse af ændringernes konsekvenser for produktionsfaktorforbrug og produktion og under forudsætning af, at de gældende markedspriser er udtryk for befolkningens betalingsvillighed, er det muligt at beregne de teknologiske ændringers velfærdsøkonomiske konsekvenser. Det er en yderligere væsentlig forudsætning for analysen, at ændringerne kan anses for at være marginale, således at markedspriserne ikke påvirkes heraf. Ellers er de ikke et anvendeligt mål for betalingsvilligheden.

Muligheden for at de relative markedspriser ændres som følge af foranstaltningen, er årsagen til, at den velfærdsøkonomiske analyse af strukturelle ændringer og styringsmæssige indgreb vanskeliggøres i praksis. Når priserne ændres kan velfærdsændringen ikke blot opgøres som mængdeændringerne multipliceret med de eksisterende priser. Opgørelsen kræver i dette tilfælde også kendskab til prisændringernes omfang og til efterspørgselsfunktionerne for de berørte forbrugsgoder, hvilket er særdeles vanskeligt at opfylde i praksis.

I forhold til den makroøkonomiske analyse omfatter de velfærdsøkonomiske analyser normalt kun foranstaltningernes direkte konsekvenser og de indirekte konsekvenser knyttet til ressourceforbruget. Ressourcernes beregningspriser er således udtryk for værdien af de forbrugsmuligheder, som må opgives, når

I forhold til den makroøkonomiske analyse omfatter de velfærdsøkonomiske analyser normalt kun foranstaltningernes direkte konsekvenser og de indirekte konsekvenser knyttet til ressourceforbruget. Ressourcernes beregningspriser er således udtryk for værdien af de forbrugsmuligheder, som må opgives, når ressourcernes skal benyttes i forbindelse med de betragtede foranstaltninger. Der tages derimod ikke hensyn til den tilpasning i de økonomiske aktiviteter, som gennemførelsen af foranstaltningerne må forventes at afstedkomme. For at belyse denne tilpasning og de velfærdsøkonomiske konsekvenser heraf må analysen gennemføres ved brug af egentlige generelle ligevægtsmodeller, som også kan benyttes ved velfærdsøkonomisk analyse af strukturelle ændringer og styringsmæssige indgreb. Modellerne bør dog foreligge på et tilstrækkeligt lavt aggregeringsniveau, for at mange af foranstaltningerne overhovedet kan indarbejdes heri - et krav der er meget vanskeligt at opfylde i praksis.

I dette projekt er der alene gennemført traditionelle velfærdsøkonomiske analyser af de forskellige teknologiske ændringer. Kun ændringernes direkte konsekvenser og de indirekte konsekvenser knyttet til ressourceanvendelsen opgøres. Ændringerne opfattes som værende marginale, således at de eksisterende markedspriser direkte kan benyttes ved beregningen af velfærdsændringerne.

2.3 Cost effectiveness analyse

Analysen af de enkelte foranstaltninger følger i hovedtræk den traditionelle cost effectiveness analyse, idet dog også andre miljøeffekter end lige netop konsekvenserne for drivhusgasudslippet er omfattet af analysen. I afsnit 2.3.1 gøres der nærmere rede for grundlaget for konsekvensopgørelsen, samt for hvilke foranstaltninger og hvilke konsekvenser der er omfattet af analysen.

På effektsiden opgøres foranstaltningernes reduktion af drivhusgas-emissionerne i CO₂-ækvivalenter - d.v.s. konsekvenserne for udslippet af metan, CH₄, og lattergas, N₂O, omregnes til den mængde CO₂, som disse med hensyn til drivhuseffekt hver især ækvivalerer med.

Omkostningsberegningerne baseres på de betragtede foranstaltningers konsekvenser for ressourceforbruget - arbejdskraft, kapital, energi samt andre råvarer og halvfabrikata - og, hvor det er relevant, på foranstaltningernes direkte konsekvenser for forbrugsomfanget. De prismæssige forudsætninger for beregningerne beskrives i afsnit 2.3.2.

Effekter og omkostninger opgøres på årsbasis, således at foranstaltningernes omkostningseffektivitet udtrykkes som årlige omkostninger pr. årlig reduktion i drivhusgasudslippet. Kapitalomkostningerne annuiseres derfor ved brug af en valgt kalkulationsrente. Der foretages ingen diskontering af emissionskonsekvenserne. Diskonteringsproblemstillingen behandles yderligere i afsnit 2.3.3.

Foranstaltningernes øvrige miljøeffekter beskrives kvantitativt, i den udstrækning det er muligt; men der gøres ikke forsøg på at gennemføre en værdisætning heraf. Herved bliver det heller ikke muligt at foretage en

entydig rangordning af foranstaltningerne efter omkostningseffektivitet. En omkostningsmæssigt set særdeles effektiv foranstaltning kan være ledsaget af andre negative miljøeffekter, som indebærer, at en anden måske knapt så omkostningseffektiv foranstaltning alligevel må foretrækkes, fordi den kun er forbundet med ganske få negative miljøeffekter.

2.3.1 Konsekvensbeskrivelsen

De enkelte foranstaltningers konsekvenser opgøres i forhold til et basisscenarie bestemt af referenceforløbet i Energi21-planen og de af denne plan omfattede foranstaltninger. De i projektet betragtede foranstaltninger skal altså betragtes som ændringer i forhold til energihandlingsplanen, og deres omkostningseffektivitet kan sammenholdes med omkostningseffektiviteten for planens foranstaltninger - jf. afsnit 2.4.

Tiltag

Projektet omfatter som nævnt følgende teknologiske ændringer

- havbaserede vindmøller
- udskillelse og lagring af CO₂
- biogasforbehandling af husdyrgødning
- mere energieffektive køretøjer
- biobrændstoffer
- udnyttelse af metan fra lossepladser

Som udgangspunkt regnes der alene på foranstaltninger, som repræsenterer eksisterende teknologi, og som derfor kan implementeres til velkendte priser. Der kunne principielt også være regnet på foranstaltninger, som repræsenterer fremtidig teknologi, hvis der havde foreligget meget klare beskrivelser af dennes forventede egenskaber - herunder af omkostningerne ved at erhverve og benytte teknologien. Det er selvfølgelig vigtigt, at man ved gennemførelsen af foranstaltninger i dag ikke binder sig så kraftigt, at der ikke bliver plads til gennemførelsen af fremtidige endnu mere effektive foranstaltninger. Dette hensyn imødekommes ved at føre en fleksibel politik over for drivhusgasproblemstillingen.

Konsekvensbeskrivelsen omfatter som nævnt foranstaltningernes konsekvenser for emissionerne af CO₂, CH₄ og N₂O, der omregnes til CO₂-ækvivalenter. Hertil kommer foranstaltningernes ressourcemæssige konsekvenser - d.v.s. ændringerne i forbruget af arbejdskraft, kapital, energi, halvfabrikata og råvarer. Endelig beskrives eventuelle øvrige væsentlige miljøkonsekvenser.

2.3.2 Emissions- og omregningsfaktorer.

Global Warming Potential
(GWP)

Tabel 2.1 viser det globale opvarmningspotentiale eller Global Warming Potentials (GWP) for CH₄ og N₂O (IPCC, 1995). GWP for en drivhusgas defineres som den tids-integrerede klimapåvirkning i Watt/m², over den valgte tidshorisont, af en engangsudsendelse af 1 kg af gassen i forhold til påvirkningen fra 1 kg CO₂. Når gassen levetid er sammenlignelig med response-tiden for CO₂ (normalt er størrelseordenen 150 år, selvom det er klart, at fjernelsen af CO₂ fra atmosfæren ikke kan beskrives af en enkelt eksponentiel levetid), er størrelsen af GWP relativt upåvirket af valget af

tidshorisont. Dette er tilfældet for N_2O . Derimod er GWP for en gas, med en levetid kortere end response-tiden for CO_2 , som for CH_4 , meget følsom overfor tidshorisonten.

Tidshorisont	Levetid (år)	Global Warming Potential		
		20 år	100 år	500 år
Metan (CH_4)	14.5	62	24.5	7.5
Lattergas (N_2O)	120	290	320	180

Tabel 2.1: Global Warming Potentials

Valget af tidshorisont er en politisk beslutning. Der er imidlertid nogle videnskabelige pointer af betydning for valget:

- Hvis policyen er at gardere sig mod mulige forekomster af pludselige ikke-lineære klimaeffekter i den relativt nære fremtid, eller hvis hastigheden hvormed potentielle klimaændringer sker er af største interesse, så er valget af en 20-årig tidshorisont relevant.
- Hvis vægten lægges på at gardere sig imod langtids kvasi-irreversible ændringer, så vil valget af en 100 års eller en 500 års tidshorisont give et GWP indeks, der er relevant for beslutninger med hensyn til drivhusgas reduktions strategier.

I den internationale litteratur er 100 års GWP indekset det mest benyttede, fordi det balancerer mellem de to ovenfor nævnte betragtninger. Det er derfor benyttet til beregningerne i denne rapport.

Emissionsfaktorer

Den mængde CO_2 der udsendes ved en forbrænding afhænger af brændslets kulbrintesammensætning. Jo mere flygtigt brændslet er og deraf højere indhold af lave kulbrinter, jo mere brint er der i forhold til kulstof i brændslet. Da brinten ved afbrænding omdannes til vand, vil de flygtige brændsler have en lavere CO_2 emissions faktor, som det ses i Tabel 2.2. Således er emissions-faktoren for kul 67% højere end for naturgas. Emissionsfaktoren for biomasse sættes til nul fordi den CO_2 , der udsendes ved forbrændingen, optages igen ved gendannelsen af biomassen. Hvis der sker en ændring i mængden af biomasse i skove osv. opgøres denne ifølge IPCC's retningslinier for emissionsopgørelser i en anden del af den totale emissionsoversigt, nemlig under arealændringer. Emissions faktorer for CH_4 og N_2O afhænger af sektoren og teknologien. Her henvises til (Fenhann, 1994).

Brændsel	kg/GJ
Kul	95.0
Fuelolie	78.0
Diesel/gasolie	74.0
Bensin	73.0
Jetpetroleum	72.0
LPG	65.0
Naturgas	56.9
Biomasse	0.0

Tabel 2.2: CO_2 emissionsfaktorer benyttet i danske opgørelser

2.3.3 Omkostningsberegninger og beregningspriser

De samfundsøkonomiske omkostningsberegninger gennemføres i såvel faktorpriser som velfærdsøkonomisk baserede beregningspriser. Der er i Møller (1989) gjort nærmere rede for forskellen mellem disse to typer beregningspriser, samt for prisernes teoretiske grundlag.

I Danmark er samfundsøkonomiske omkostningsberegninger hidtil overvejende blevet gennemført ved brug af faktorpriser. Af hensyn til sammenligneligheden med disse beregninger - ikke mindst med beregningerne i Energi21-planen - er det væsentligt, at der også i dette projekt er gennemført faktorprisberegninger.

De velfærdsøkonomisk baserede beregningspriser, der udledes ud fra køberpriserne på forbrugsgoder, har imidlertid en klarere fortolkning og må derfor ud fra et teoretisk synspunkt foretrækkes. Hertil kommer, at den velfærdsøkonomisk baserede metode er mere hensigtsmæssig, hvis de betragtede foranstaltninger direkte indebærer ændringer i forbrugsomfanget. Dette er f.eks. tilfældet, når i indeværende projekt større energieffektivitet i personbiltransporten opnås ved, at der køres i mindre biler. Det velfærdstab der herved lides, kan opgøres som forskellen mellem betalingsvilligheden for at køre i de hidtidige biler og de noget mindre biler. Betalingsvilligheden kommer til udtryk i køberpriserne og ikke i faktorpriserne. En tilsvarende argumentation kan fremføres med hensyn til værdisætning af miljøkonsekvenser. Denne gennemføres normalt på grundlag af direkte eller indirekte afslørede betalingsvilligheder. Disse kan sammenlignes med køberpriser, og de kan derfor ikke direkte indgå i faktorprisbaserede samfundsøkonomiske analyser.

I mange tilfælde vil foranstaltningernes relative omkostningseffektivitet sandsynligvis ikke blive berørt af beregningsprisvalget. I de tilfælde, hvor den relative omkostningseffektivitet afhænger af, om faktorpriser eller velfærdsøkonomisk baserede beregningspriser er valgt, analyseres resultaterne nærmere med henblik på at afdække årsagerne til forskellen.

Som udgangspunkt gennemføres omkostningsberegningerne på grundlag af de gældende prognoser for udviklingen i energipriserne. Dette sker bl.a. af hensyn til mulighederne for at sammenligne beregningsresultaterne med tilsvarende beregninger gennemført af energiadministrationen.

Forudsætningerne om udviklingen i energipriserne kan imidlertid have ganske væsentlig betydning for de enkelte foranstaltningers relative omkostningseffektivitet. For at belyse betydningen af prisforudsætningerne gennemføres også omkostningsberegninger med udgangspunkt i de gældende energipriser. En sådan beregning vil også kunne sige noget om foranstaltningernes relative fordelagtighed under de nugældende prisforhold.

2.3.4 Diskontering

Foranstaltningernes omkostningseffektivitet udtrykkes som forholdet mellem årlig emissionsreduktion og årlig omkostning. Der er således hverken behov for at diskontere emissionsreduktioner eller værdien af det med driften forbundne årlige ressourceforbrug - bortset fra hvis disse ikke er konstante over årene.

Der er derimod behov for at annuisere de med foranstaltningerne forbundne investeringsudgifter. Annuiseringen sker for hver foranstaltning over en periode svarende til dennes fysiske levetid. Den med annuiseringen forbundne diskontering gennemføres, når faktorprismetoden benyttes, ved anvendelse af en af Finansministeriet udmeldt kalkulationsrente på 5 pct. Dette sker af hensyn til sammenligningen med omkostningseffektiviteterne for de af Energi21-planen omfattede foranstaltninger.

Når den velfærdsøkonomiske metode benyttes, vælges en kalkulationsrente, der afspejler tidspræferencerne i samfundet, i kombination med en forrentningsfaktor - jf. Møller (1989) for en nærmere redegørelse for denne diskonteringsmetode. Forrentningsfaktoren er bestemt af den reale afkastrate før skat for investeringer og af kalkulationsrenten. Den reale afkastrate før skat sættes til 7 pct. - de seneste års nominelle rente på 9 - 10 pct. fratrullet en inflationsrate på 2 - 3 pct. - og kalkulationsrenten til 2 pct. - realrenten efter skat på 50 pct.

Den af finansministeriet udmeldte kalkulationsrente på 5 pct. er ikke begrundet, men den ligger tæt på et gennemsnit mellem den reale afkastrate før skat og tidspræferencerenten. Der kan derfor ikke i dette tilfælde forventes at opstå væsentlige divergenser mellem resultaterne af de to diskonteringsmetoder. Når kombinationen af kalkulationsrente og forrentningsfaktor alligevel må foretrækkes, skyldes det, at denne metode er teoretisk velbegrundet og dermed også har en klar fortolkning.

2.4 Sammenligning med Energi21-planen.

Den seneste energihandlingsplan Energi21 omfatter en række forskellige teknologiske foranstaltninger med henblik på at reducere energiforbruget og CO₂-emissionerne. Foranstaltningernes omkostningseffektiviteter er beregnet ved brug af faktorprismetoden, og det er muligt angive deres relative effektiviteter ved hjælp af en såkaldt omkostningskurve - jf. kapitel 4.

De enkelte foranstaltninger repræsenterer ændringer i forhold til et referenceforløb - jf. kapitel 3. Ændringerne vedrører typisk udskiftning af en i referenceforløbet indeholdt teknologi med en anden drivhusgasreducerende teknologi. Omkostningerne herved opgøres som udgifterne til anskaffelse og drift af den nye teknologi fratrullet de sparede udgifter til referenceforløbets teknologi.

I dette projekt benyttes samme referenceforløb som i Energi21, og der gennemføres som nævnt også beregninger af de af projektet omfattede

foranstaltningers omkostningseffektiviteter ved brug af faktorprismetoden. Det er derfor muligt at sammenligne resultaterne af disse beregninger med Energi21-foranstaltningernes omkostningseffektiviteter - jf. kapitel 6.

Formålet med at sammenligne projektets resultater med omkostningskurven for Energi21-planen er at vurdere, hvorvidt der inden for energisektoren eller nogle af de andre sektorer, som er omfattet af projektet, er teknologiske foranstaltninger, som er mere omkostningseffektive end dem, der er omfattet af Energi21. I de situationer, hvor dette er tilfældet, vil det være hensigtsmæssigt at indarbejde de pågældende foranstaltninger i fremtidige planer, med henblik på at opnå en så omkostningseffektiv opfyldelse de opstillede drivhusgasmålsætninger som muligt.

3. Reference for de enkelte sektorer for udslippet af drivhusgasser.

3.1 Definition af referencen

Business as usual

En reference betragtes normalt som en "business as usual" udvikling, dvs. en udvikling hvor de eksisterende trends forlænges ud i fremtiden. En reference vil således typisk være karakteriseret ved:

- At fortsætte den historiske udvikling ud i fremtiden, idet der dog tages hensyn til en given forventning om den samfundsmæssige udvikling, eksempelvis den økonomiske vækst i samfundet og udviklingen af de reale energipriser.
- At indeholde de allerede politisk vedtagne tiltag.

De i det følgende beskrevne referencer for de enkelte sektorer er således opstillet på grundlag af de samme økonomiske forudsætninger (jf afsnit 3.2), som også er anvendt ved analysen af de enkelte reduktionstiltag (jf. Kapitel 5).

Hvad bruges referencen til?

Det væsentligste ved referencen i et projekt som dette er, at referencen danner sammenligningsgrundlaget for analysen af de enkelte reduktionstiltag. Det skal være muligt ud fra referencen entydigt at identificere, hvad det er, det analyserede tiltag erstatter, og herudfra bestemme såvel hvilket reduktionspotentiale, der er forbundet med tiltaget, og hvad de eventuelle ekstra omkostninger med anvendelsen af tiltaget vil være.

Endvidere anvendes referencen til en første selektion af, hvilke tiltag der kan være relevante i en drivhusgasreduktionssammenhæng. Såfremt der inden for en sektor allerede er taget energi- og drivhusgaseffektive teknologier i brug, vil en fortsat fokusering på mindskede udslip inden for denne sektor formentligt vise sig at være mindre omkostningseffektivt end i sektorer, der endnu ikke har taget effektive teknologier i brug.

Endelig giver en reference-udvikling en ide om størrelsesordenen af det reduktionsproblem, samfundet er stillet over for, bl.a. set i forhold til de vedtagne reduktionsmålsætninger.

I det følgende vil de økonomiske forudsætninger kort blive skitseret, hvorefter referencerne for de enkelte sektorer vil blive gennemgået.

3.2 Økonomiske forudsætninger

Som grundlag for sektorreferencerne er valgt at bruge de økonomiske forudsætninger fra Energi21. I det følgende vil de vigtigste forudsætninger omkring makroøkonomi og energipriser bliver kort resumeret for Energistyrelsens *Referenceplan*.

Makroøkonomiske forudsætninger

De *makroøkonomiske* forudsætninger er hentet fra Budgetdepartementets grundkørsel til Budgetredegørelsen (1995), som efterfølgende er forlænget til

til år 2030. Tabel 3.1 angiver nogle af de overordnede makroøkonomiske tendenser hentet fra denne ADAM-kørslen.

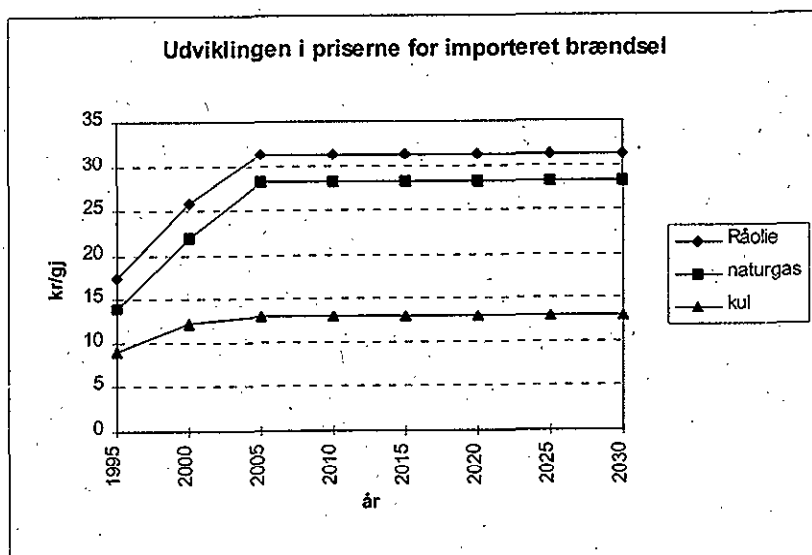
Som det fremgår af Tabel 3.1 er der en relativ kraftig vækst indtil år 2005, hvorefter væksten falder frem mod år 2030. Industrien har en lidt lavere vækst end den samlede produktionsværdi, hvilket indikerer, at servicesektoren har en lidt højere vækst og hermed kommer til at stå for en større andel af den samlede produktion.

	1994 Mia.kr (1980-priser)	1995-2005 % p.a.	2006-2020 % p.a.	2021-2030 % p.a.
Bruttonationalproduktet	492	2,2	1,7	1,3
Privat konsum	266	2,6	2,3	1,8
Produktionsværdi	820	2,2	1,8	1,5
- heraf industrien	247	2,0	1,7	1,5

Tabel 3.1 Makroøkonomiske forudsætninger i Referenceplanen

Energipriserne

Udviklingen i energipriserne er illustreret i Figur 3.1.



Figur 3.1: Udviklingen i realpriserne for importeret brændsel - C.I.F. (kr/GJ)

Udviklingen i importpriserne for råolie, naturgas og kul er vist i Figur 3.1. Priserne er opgivet reelt, dvs. korrigeret for den generelle inflationsudvikling. Som det fremgår er der en ret kraftig stigning indtil år 2005, hvorefter priserne er antaget at være konstante frem til år 2030. Tabel 3.2 viser de samfundsøkonomiske energipriser - i forhold til Figur 3.1 er der i Tabel 3.2 tillagt raffineringssomkostninger for olieprodukter samt et generelt transporttillæg, afhængigt af brændsel og anvendelse. Prisen på gasolie stiger ca. 4,1 % p.a., benzinprisen ca 4,0 % p.a. og naturgas ca. 6,6 % p.a. Kulprisen stiger kun ca. 3,3 % p.a., mens priserne på biomasse er stort set konstante. Generelt er der således tale om relativt store stigninger i de reale energipriser, omend der er store variationer mellem de enkelte energityper.

Priserne i Tabel 3.2 er overensstemmende med udviklingen i Energi21, og det er denne prisudvikling samt en antagelse om konstante energipriser på 1994-niveau, der anvendes i referencerne og analyserne af de enkelte reduktionstiltag.

	1995 kr/GJ	2000 kr/GJ	2005 kr/GJ
Naturgas (ab net)	16.2	24.2	30.6
Kul (an Kraftværk)	10.2	13.3	14.1
Fuelolie (an værk)	16.6	23.6	29.1
Gasolie	33.5	43.7	50.1
Benzin	34.8	45.1	51.3
Træ (an værk)	13.5	12.9	12.3
Affald (an værk)	-20.0	-20.0	-20.0
Halm (an værk)	16.6	16.6	16.6
Energiafgrøder(an værk)	25.0	24.7	24.4

Tabel 3.2 Udviklingen i de samfundsøkonomiske energipriser, kr/GJ (realt)

3.3 Sektorreferencer.

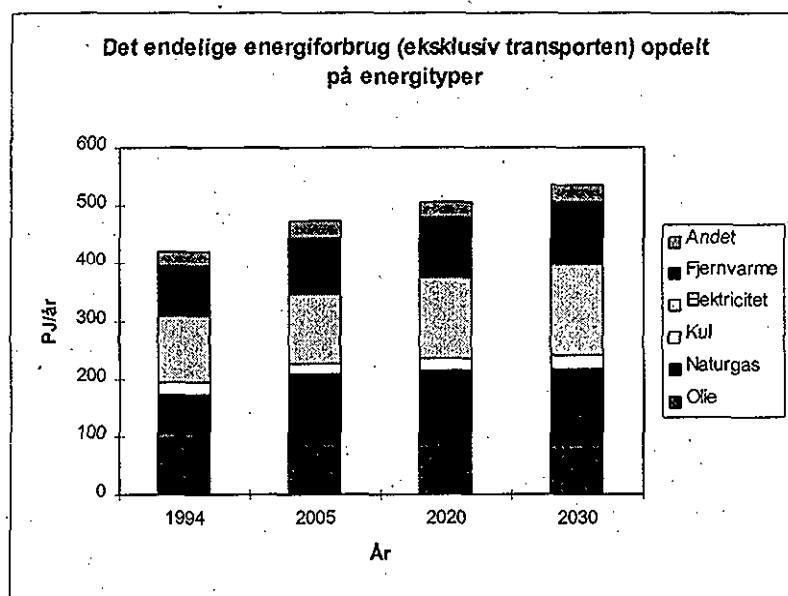
I sektorreferencerne opgøres det samlede udslip af de direkte drivhusgasser, dvs. af kuldioxid (CO_2), metan (CH_4) og lattergas (N_2O) fra de danske sektorer, defineret eksklusiv udenrigstransporten. Referencerne er opstillet under en konsistent økonomisk ramme givet af de i afsnit 3.2 opstillede forudsætninger. Definitionen af sektorer, emissioner, emissionsfaktorer og GWP-faktorer er såvidt muligt defineret i overensstemmelse med indberetningerne til IPCC. Opgørelserne af emissionerne fokuserer naturligt nok på de største bidragsydere, men det har været hensigten så vidt muligt at få inkluderet alle relevante emissioner og sektorer, hvorfor forudsætningerne for fremskrivning af selv små bidragslementer er nævnt.

3.3.1 Energi- og transportsektoren.

I dette projekt er energisektoren defineret som private husholdningers og erhvervenes anvendelse af energi, inklusiv energikonverteringssektoren (eksempelvis kraft- og fjernvarmeværkerne) men eksklusiv transportsektoren. I dette afsnit er det dog valgt at præsentere energi- og transportsektoren samlet, da der herved opnås et overblik over den totale danske energianvendelse.

Referenceplanen fra Energi21 er valgt som sektorreference for såvel energi- som transportsektoren. I det følgende vil denne referenceudvikling kort blive skitseret.

Figur 3.2 viser udviklingen i det endelige energiforbrug¹ i Energistyrelsens referenceplan for energianvendelsen i husholdningerne, den offentlige sektor og erhvervene, men eksklusiv transporten. I Figur 3.2 er det endelige energiforbrug opdelt på de mest betydende energityper. Som det fremgår, er der i referencen en støt stigning i det endelige energiforbrug svarende til ca 0,7% p.a. for hele perioden. Elektricitet forøger sin andel fra knap 27% i 1994 til godt 29% i 2030, en relativ moderat stigning, mens naturgas øges fra ca. 16% i 1994 til ca. 25% i år 2030, primært på bekostning af olie.



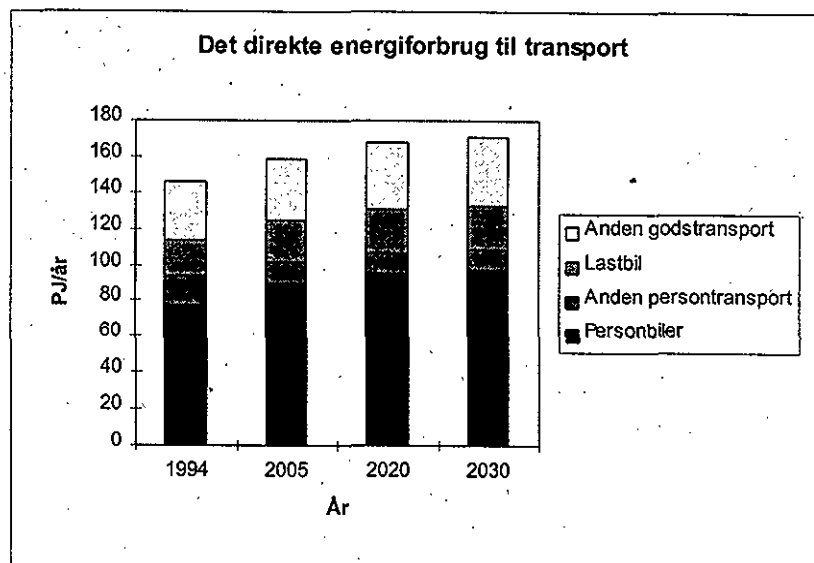
Figur 3.2: Udviklingen i det endelige energiforbrug (eksklusiv transporten) opdelt på energityper, PJ/år.

¹ Det endelige energiforbrug inkluderer energiforbruget til den konvertering, der finder sted hos forbrugeren, men ekskluderer konverteringsforbruget på værkerne, eksempelvis på el- og fjernvarmeværkerne. Det endelige energiforbrug er således defineret "an forbruger".

	1994	2005	2020	2030
	PJ/år			
Landbrug mv.	35.5	42.7	45.4	49.2
Jern & metalindustri	13.1	15.1	17	18.4
Kemisk industri	11.7	16	23.1	30.6
Nærings- og nyd.	36.8	46.4	53.8	58.7
Lev. til byggeriet	30.7	38.5	42.3	45.2
Anden industri	23.1	26.3	31.9	35.3
Bygge & anlæg	6.4	8.4	10	11.1
Handel & service	35.4	43	55.5	65
Husholdninger	180.9	191	181.9	174.5
Off. Adm., und. Mv.	42.1	40.7	40.6	40.5
Off. Forsyning	5.2	5.5	5.9	6.2
Ialt	420.9	473.6	507.4	534.7

Tabel 3.3: Det endelige energiforbrug (eksklusiv transport) opsplittet på sektorer, PJ/år.

Tabel 3.3 viser det endelige energiforbrug (eksklusiv transport) opsplittet på sektorer for årene 1994, 2005, 2020 og 2030. Som det fremgår er det primært erhvervene, specielt handel-og servicesektoren, der bidrager til væksten i energiforbruget. Energiforbruget i husholdningerne er - bortset fra en svag vækst i den første periode - stort set konstant frem til år 2030. Også den offentlige sektor fremviser et stort set konstant energiforbrug over hele perioden.



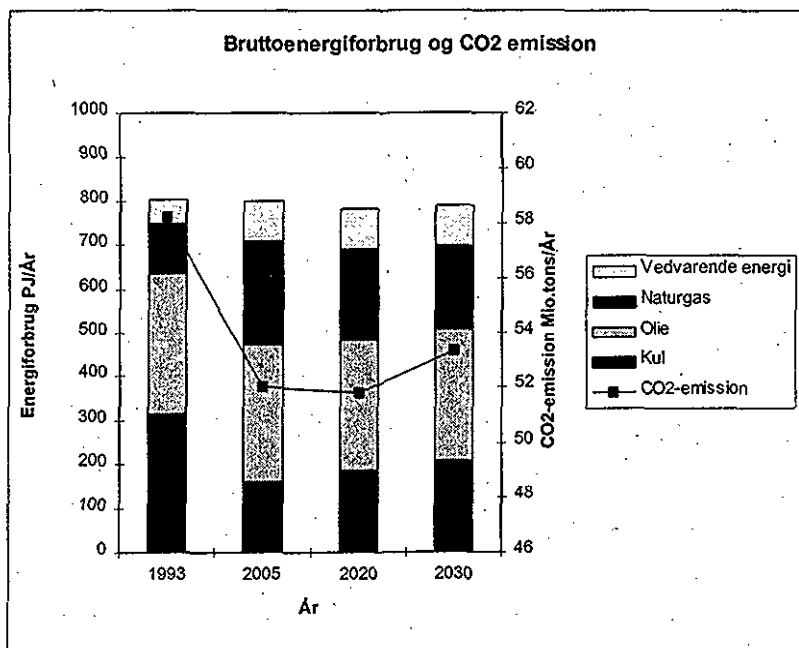
Figur 3.3: Det endelige energiforbrug til transportformål, PJ/år.

Energiforbruget til transporten

Transporten er i projektet defineret til udelukkende at omfatte indenrigstransport. Det endelige energiforbrug til indenrigstransporten er vist i Figur 3.3 opsplittet på hovedtransportsektorer. Generelt er der en forholdsvis langsom vækst i nettoenergiforbruget til transport - i perioden frem til år 2030 vokser forbruget med knap 0.5% p.a., dog er der den højeste årlige vækst frem til år 2005 med ca. 0.8% p.a. Personbilernes andel af det samlede transportenergiforbrug stiger svagt over perioden, fra godt 53% i 2005 til knap 57% i 2030 primært på bekostning af anden persontransport. Godstransporten har i 1994 en andel på ca. 36%, og denne andel er stort set konstant frem til 2030.

Det samlede bruttoenergiforbrug

I det endelige energiforbrug er der ikke medtaget forbruget til konvertering i forsyningssektoren (bortset fra raffinaderierne). I Figur 3.4 er vist det samlede danske bruttoenergiforbrug (inklusive indenrigs-, men eksklusiv udenrigstransport) omfattende såvel det samlede tab i konverteringssektorerne som den del, der flares på boreplatforme (naturgas) uden nogen energiudnyttelse. Endvidere er i figuren vist udviklingen i den samlede emission af CO₂.



Figur 3.4: Udviklingen i det samlede bruttoenergiforbrug i Referenceplanen, PJ/år.

Bruttoenergiforbruget (eksklusiv udenrigstransporten) er stort set konstant frem til år 2005, hvorefter det er svagt faldende frem til år 2020, og igen stort set konstant til 2030. Som det fremgår af figuren kommer naturgas til at udgøre en stigende andel af bruttoenergiforbruget, primært på bekostning af kul. Naturgasandelen stiger fra knap 14% i 1993 til knap 30% i 2005 for herefter at være svagt faldende frem til år 2030. Tilsvarende bliver kulandelen halveret fra 1993 til 2005 (fra knap 39% til godt 20%), hvorefter den er svagt stigende til at udgøre godt 26% år 2030. Olieandelen er stort set konstant på knap 40% over hele tidsperioden. Vedvarende energi stiger fra at udgøre godt 7% til at udgøre godt 11% i år 2005 for herefter stort set at være konstant.

At bruttoenergiforbruget stiger langsommere end det endelige energiforbrug skyldes stigende effektivitet i energiudnyttelsen på forsyningsiden, herunder en stigende andel kraftvarme og en øget udnyttelse af vedvarende energi.

Figur 3.4 viser ligeledes udviklingen i CO₂-emissionen som følge af anvendelsen af energi i Referenceplanen. Efter et fald i perioden indtil 2005 stabiliseres udledningen af CO₂ for igen at stige efter år 2020. Af den samlede CO₂-emission udgør transportens andel i 1994 ca. 19%. Denne andel stiger i referencen til ca. 25% i år 2030.

Andre drivhusgasser end CO₂

Ud over CO₂ emitteres der også metan (CH₄) og lattergas (N₂O) fra energisektoren, inklusiv transporten. I 1994 udgør metan-emissionen ialt 0,6

Elementer i referencen

mio.tons CO₂-ækvivalenter, mens lattergas udslippet udgør 0,8 mio.tons CO₂-ækvivalenter. I fremsskrivningen er udviklingen i disse emissioner antaget at følge den generelle udvikling i energiforbruget i energisektoren, hvilket medfører et meget svagt fald i emissionen år 2005 sammenlignet med 1994.²

Som nævnt forudsætter referenceforløbet en fortsættelse af de hidtidige trends, samt at vedtagne foranstaltninger gennemføres. De væsentligste elementer i referencen er kort :

- De vedtagne "grønne afgifter" gennemføres som planlagt med den heraf forventede effekt på energiforbruget.
- Udbygningen med decentral kraftvarme fortsætter som hidtil forventet.
- Centrale kraftværker udskiftes i takt med nedslidning og behov med nye højeffektive kulfyrede værker.
- Biomassehandlingsplanen realiseres og anvendelsen af vedvarende energi udbygges som planlagt.
- Effektivitetsudviklingen i processer og apparater følger de "naturlige" teknologiske trends.

Målsætningen om en reduktion af CO₂-emissionen på 20% i forhold til 1988-niveauet opfyldes ikke i referenceforløbet, hvor der ialt opnås en reduktion på 12%. Der refterer således 8%, der skal nås ved hjælp af de nye tiltag i Energi21-planen.

3.3.2 Landbrug

Landbrugets metanemissioner afhænger dels af antal husdyr og dels af emissionfaktorerne. Udformningen af den fælles europæiske landbrugspolitik har en altafgørende rolle for udviklingen i den danske landbrugspolitik, og dermed i mængden af husdyr. Der foreligger ikke nogen officielle fremskrivninger af landbrugets produktionsmæssige og strukturelle udvikling som konsekvens af EUs landbrugspolitik. Derimod har Stryg et al. (1991) foretaget modelberegninger af forskellige GATT-scenarier. Der er i Stryg et al. (1991) udarbejdet to model-fremskrivninger af landbrugets strukturelle og produktionsmæssige udvikling, et "mildt GATT-scenarie" og et "skrappt GATT-scenarie". Forudsætningerne bag det milde GATT-scenarie er, at støtten til landbruget sænkes reelt med 50% i år 2005 gennem en aftrapning af grænsebeskyttelsesforanstaltninger, sænkning af eksportstøtte og reduktion af direkte støtte og støtte til sænkning af produktionsomkostninger.

Forudsætningerne bag det skrappe GATT-scenarie er et bortfald af al landbrugsstøtte i år 2005 - svarende til en fuldstændig liberalisering af

² Denne emission af metan og lattergas er ikke indregnet i CO₂-emissionen i ovenviste figur, men er indregnet i det samlede forløb af drivhusgasudslip i Tabel 3.10 og Tabel 3.11.

GATT-scenarier

landbrugspriserne. Beregninger foretaget af Det Økonomiske Råd (1993) har samme tendens som det skrappe GATT-scenarie i Stryg et al. (1991). Beregningerne i DØR (1993) har imidlertid en for høj aggregeringsgrad, og det er således ikke umiddelbart muligt at finde konsekvensen af liberaliseringen i f.eks. bestanden af kvæg og svin. I det følgende benyttes modelresultaterne fra det skrappe GATT-scenarie, der på længere sigt må anses for det mest realistiske. Resultaterne for så vidt angår husdyrbestanden er vist i Tabel 3.4. I mangel af scenarieværdier for fjerkvæg og heste er antallet af disse holdt konstant i perioden 1995-2005

Antal husdyr i 1000 stk.	1990	1995	2005
Malkekøer	840	825	575
Andet kvæg	1399	1265	1067
Svin	9497	11084	10931
Fjerkræ	16498	19619	19619
Får	159	145	150
Heste	38	18	18

Kilde for 1990,1995 værdier: Statistisk årbog.

Tabel 3.4. Antallet af husdyr i 1990, 1995 og scenarieværdier for 2005.

Metan-emission fra landbruget

Metan produktionen fra tarmprocesser afhænger af energiindtaget af husdyrene og dermed af diæten og vægten af dyrene. Metan-emissionen fra gødningsbehandlingen afhænger af om gyllen opbevaret under anaerobe forhold. I Tabel 3.5 er den årlige emission i kg CH₄ per dyr angivet for begge processer. Eksakte værdier for danske forhold kendes ikke så her er de af IPCC anbefalede værdier for Vest-Europa benyttet.

Metan emissionsfaktorer for husdyr						
kg CH ₄ /dyr/år	Malkekøer	Andet kvæg	Svin	Fjerkræ	Får	Heste
Tarmprocesser	100	48	1.5	0	8	18
Gødningsbehandling	44	20	10	0.117	0.28	2.1

Tabel 3.5. Metan emissionsfaktorer for husdyr.

Multipliseres antallet af husdyr i Tabel 3.4 med emissionsfaktorerne i Tabel 3.5 fås de samlede CH₄ emissioner fra tarmprocesser i Tabel 3.6 og de samlede CH₄ emissioner fra gødningsbehandling i Tabel 3.7.

1000 tons CH ₄ pr.år	1990	1995	2005
Malkekøer	84.0	82.5	57.5
Andet kvæg	67.2	60.7	51.2
Svin	14.2	16.6	16.4
Fjerkræ	0.0	0.0	0.0
Får	1.3	1.2	1.2
Heste	0.7	0.3	0.3
Ialt fra tarmprocesser	167.4	161.3	126.6
Omregnet til CO ₂ -ækvivalenter mio. tons pr. år	4,1	4,0	3,1

Tabel 3.6 Emission fra tarmprocesser af husdyr i dansk landbrug

1000 tons CH ₄ pr.år	1990	1995	2005
Malkekøer	37.0	36.3	25.3
Andet kvæg	28.0	25.3	21.3
Svin	95.0	110.8	109.3
Fjerkræ	1.9	2.3	2.3
Får	0.0	0.0	0.0
Heste	0.1	0.0	0.0
Ialt fra gødningsbehandling	162.0	174.8	158.3
Omregnet til CO ₂ -ækvivalenter mio. Tons pr. År	4,0	4,3	3,9

Tabel 3.7. Emission fra behandling af gødning fra husdyr i dansk landbrug

Tabel 3.6 og Tabel 3.7 viser at CH₄ emissionen fra tarmprocesser især stammer fra kvæg og derfor reduceres frem til år 2005 på grund af den forventede nedgang i kvægbestanden. Metan emissionen fra gødningsbehandling stammer især fra svin, og da der ikke forventes en nedgang af svinebestanden, ses kun en mindre nedgang i emissionen i 2005.

Mulighederne for at reducere CH₄ emissionerne fra tarmprocesser er begrænsede, den mest effektive er her et nedsat kødforbrug. Emissionen af CH₄ fra gødningsbehandlingen kan reduceres kraftigt ved udnyttelse af metan i biogasanlæg, som er det tiltag der fokuseres på i denne rapport.

Skønt metan er den mest dominerende drivhusgasemission fra landbruget er der også en emission af lattergas (N₂O). Emissionen af lattergas udgjorde i 1994 2,7 mio.tons CO₂-ækvivalenter. Følges fremskrivningen i (Miljøstyrelsen, 1995) kan lattergas-emissionen i 2005 beregnes til 2,4 mio.tons CO₂-ækvivalenter.

3.3.3 Affald

I Tabel 3.8 ses de totale mængder affald fordelt på behandlingsform. Den samlede affaldsmængde i 1994 skal sammenholdes med, at målsætningen for affaldsproduktionen i den nuværende handlingsplan (Miljøministeriet, 1992) er, at mængden vil stige fra de 9 mill tons i 1985 til 9.8 mill. tons i 1997 for derefter at være uændret år 2000. Affaldsmængden i 1994 er derfor allerede på nuværende tidspunkt 1 mill. tons større end den forventede mængde i 1994. Tabel 3.8 viser også at genbrugsandelen er højere end målsætningen samt at den samlede deponering er nedadgående på vej mod målet i år 2000.

Millioner tons	1985		1994		2000	
Genbrug	3.2	35%	6.0	56%	5.3	54%
Afbrænding	2.3	26%	2.2	20%	2.5	25%
Deponering	3.5	39%	2.6	24%	2.0	21%
Total	9.0	100%	10.8	100%	9.8	100%

Kilde: Miljøstyrelsen (1996).

Tabel 3.8. Behandling af fast affald i Danmark 1985-2000

For at beregne CH₄ emissionen skal den potentielle metan emission fra 1 ton af de forskellige affaldstyper kendes (ses i tabel over sammensætningen af deponeret affald i appendix). Disse emissionsfaktorer er beregnet på basis af kulstofindholdet i de forskellige typer affald, samt antagelserne om at 50%

Emission af lattergas

Affaldsmængdens fordeling

Metan emission fra affald

af kulstoffet omdannes til metan og at 10% af den dannede metan omdannes til CO₂ af metanoxiderende bakterier. Disse nye faktorer anbefalet i den opdaterede IPCC inventory guideline, der er under trykning, er benyttet i stedet for henholdsvis 77% og 0% ifølge IPCC(1995). Herved mindskes de beregnede metan emissioner fra lossepladser. Udslippet i et år beregnes som summen af andelen det pågældende år af de potentielle udslip fra alle de foregående år (det antages at halvdelen af deponeret kulstof omdannes på 10 år). Dette giver en anden tidsprofil for udslippet end den før anvendte simple metode, hvor den potentielle emission, blev antaget at ske samme år som affaldet blev deponeret. Den samlede emission fra danske lossepladser er vist i Tabel 3.9.

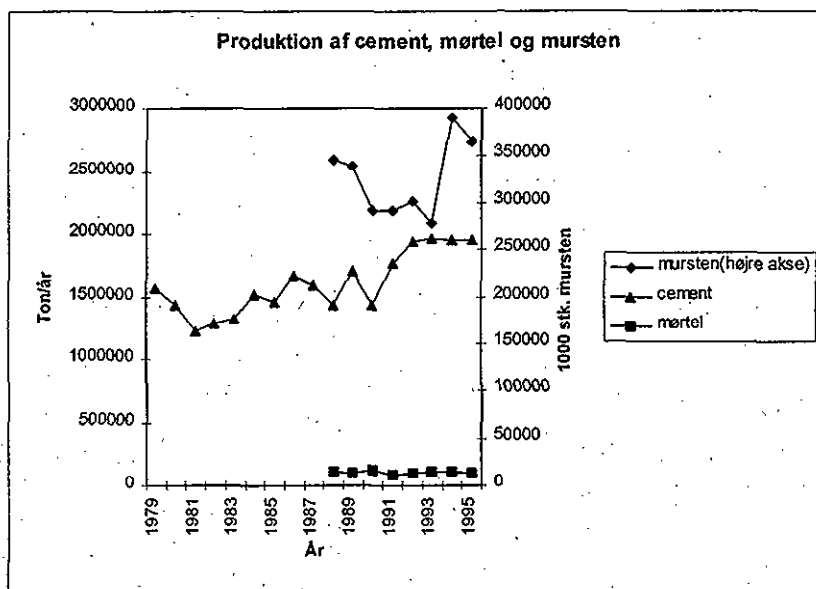
1000 tons CH ₄	1990	1995	2005
CH ₄ emission	73.0	76.5	59.4

Tabel 3.9. Den samlede CH₄ emission fra danske lossepladser

3.3.4 Industri

Industrielle bidragydere til drivhusgasemissionen

Når der ses bort fra de energirelaterede emissioner - jf. Afsnit 3.3.1 - er de eneste bidragsydere til drivhusgasemissionen inden for procesindustrien leverandørerne til byggeriet, dvs. cement-, mørtel- og murstensproduktionen. Udviklingen i produktionen af disse tre produkter over de senere år er vist på Figur 3.5.

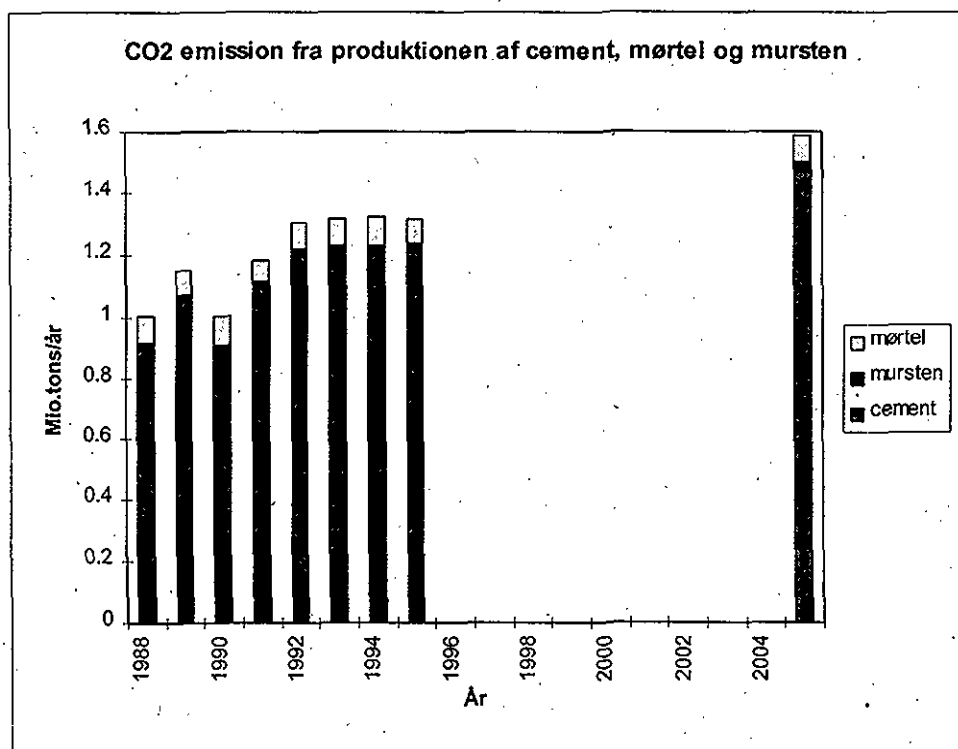


Figur 3.5: Produktionen af cement, mørtel og mursten. Bemærk at mursten refererer til den højre akse.

Når emissionsfaktorerne antages konstante, kan den af produktionen forårsagede CO₂-emission beregnes. Emissionkoefficienten for cement er fastsat til 0,616 t.CO₂/t, for mørtel til 0,786 t.CO₂/t og for mursten til 0,158 kg CO₂/sten (Ref.3). Cement-produktionen er langt den største udleder af CO₂, idet emissionen fra denne udgjorde ca. 92 % af det samlede udslip i 1995, mens emissionen fra murstensproduktionen udgjorde ca. 2 % og fra mørtel ca. 6 %.

For hver af de tre produkter er der herefter gennemført en regressionsanalyse, idet udviklingen er relateret til produktionen i ADAM-branchen leverandører til byggeriet³. Ved hjælp af de fundne regressions-koefficienter er CO₂-emissionen fremskrevet, idet produktionen i branchen leverandører til byggeriet følger udviklingen givet af Energi21's referencefremskrivning. Den historiske og den fremskrevne CO₂-emission fra andre industrielle kilder end energi er vist på Figur 3.6.

Som det fremgår af Figur 3.6 udgør den samlede stigning i CO₂-emissionen fra cement, mørtel og murstensproduktionen knapt 2% p.a. frem til år 2005. Langt den største del af denne stigning er knyttet til cementproduktionen.



Figur 3.6 : CO₂-emissionen fra produktionen af cement, mørtel og mursten.

3.3.5 Skovbrug

CO₂-absorption

Målsætningen i den danske skovrejsningsplan har en fordobling af det danske skovareal i løbet af én trægeneration, svarende til 80 til 100 år. Den årlige absorption vil stige gennem perioden og nå et niveau på ca. 3.5 millioner tons CO₂ i slutningen af perioden (Min. of Environment, 1994). Den årlige gennemsnitlige absorption i perioden er beregnet til 2.6 millioner tons CO₂ (Fenhann, 1994)

³ For cement og mursten er der fundet produktionselasticiteter på godt 1, når der regresseres på produktionsværdien fra ADAM-branchen leverandører til byggeriet. For mørtel er der ikke fundet nogen statistisk sammenhæng, hvorfor denne i fremskrivningen er holdt konstant på gennemsnittet for de senere år.

Drivhusgasemission fordelt på sektorer

3.4 Samlet reference for udslippet af drivhusgasser

I det følgende er udarbejdet en samlet reference for udslippet af direkte drivhusgasser frem til år 2005, opstillet under en konsistent økonomisk referenceramme (følgende forudsætningerne i Energi21) og så vidt muligt under anvendelse af de samme afgrænsninger, emissionsfaktorer og GWP-potentialer, som er anvendt til IPCC indberetningerne. Den samlede opstilling er baseret på de i det foregående viste sektor-referencer, opgjort i CO₂-ækvivalenter. Med hensyn til de anvendte omregningsfaktorer henvises til afsnit 2.3.2.

Sektor	1994 Mio.tons CO ₂ - ækvivalent	2005 Mio.tons CO ₂ - ækvivalent	Vækst 1994- 2005 % p.a.
Energi	47,3	42,1	-1,0
Indenrigstransport	11,2	12,3	0,9
Landbrug	10,9	9,4	-1,3
Affald	1,9	1,5	-2,1
Skovbrug	-2,6	-2,6	0
Industrielle processer	1,3	1,6	1,9
Ialt	70,0	64,2	-0,8

Tabel 3.10: Udviklingen i drivhusgasemissioner fordelt på sektorer.

Som det fremgår af Tabel 3.10 vil den samlede drivhusgasemission iflg. denne reference-fremskrivning falde med ca. 0,8% p.a., for i 2005 at være faldet med godt 8% i forhold til 1994. Opgøres emissionen for 1988 på tilsvarende vis⁴ viser referencefremskrivningen et fald på godt 10% i den samlede drivhusgasemission år 2005 i forhold til emissionen i 1988.

I 1994 udgjorde energisektorens andel af den samlede drivhusgasemission ca. 68%, efterfulgt af transport og landbrug hver især med ca. 16%. Frem til år 2005 vil energiens andel af de samlede drivhusgasudslip falde til ca. 65% ifølge referencefremskrivningen. Transportens andel af de samlede emissioner vil stige til godt 19%, og landbrugets andel falde svagt til knap 15%.

⁴ Den samlede drivhusgasemission for 1988 er opgjort til 71,4 mio.tons CO₂-ækvivalenter. Heraf udgør CO₂-emissionen ca.80%, metan-emissionen knap 15% og lattergas-emissionen ca. 5%.

Emissionstyper	1994 Mio.tons CO ₂ - ækvivalent	2005 Mio.tons CO ₂ - ækvivalent	Vækst 1994-2005 % p.a.
CO ₂	55,7	52,0	-0,6
CH ₄	10,7	9,0	-1,6
N ₂ O	3,6	3,2	-1,1
Ialt	70,0	64,2	-0,8

Tabel 3.11: Udviklingen i drivhusgasemissioner fordelt på emissionstyper.

*Drivhusgasemission fordelt
på typer*

Tabel 3.11 viser den samme referenceudvikling i de samlede drivhusgasemissioner blot opsplittet på emissionstyper. I 1994 udgør CO₂-emissionen ialt knap 80% af det samlede drivhusgasudslip, efterfulgt af metan (CH₄) med ca. 15% og lattergas (N₂O) med ca. 5%. Frem til år 2005 vil emissionen af alle drivhusgasarter falde, og fordelingen vil stort set være som i 1994.

4. Dekomponering af tiltag i Energi21-planen

4.1 Metodik for opstilling af reduktionsomkostningskurve

De udvalgte tiltag inden for de forskellige sektorer kan naturligvis kun give et fragmentarisk billede af reduktionsmulighederne i disse sektorer. En fyldestgørende analyse kan kun opnås ved - som gjort for energi i Energi21 - systematisk at gennemgå de økonomiske og tekniske muligheder for drivhusgasreduktion i hver enkelt sektor, for derefter at sammenholde disse på tværs af de sektorielle grænser.

En sådan omfattende analyse er det ikke muligt at gennemføre inden for dette projekts rammer. For dog at få en fællesnævner i sammenligningsgrundlaget, er det valgt med udgangspunkt i Energi21 data, at opstille en CO₂-reduktionsomkostningskurve, for herefter at sammenligne de enkelte tiltag fra de forskellige sektorer med denne kurve.

*Definition på
reduktionsomkostningskurve*

En simpel definition på en omkostningskurve for reduktion af CO₂ er:

- Sammenhængen mellem den reducerede mængde CO₂ og den hermed forbundne marginalomkostning per enhed CO₂, der opnås ved at introducere givne tiltag i energisystemet og derved substituerer dele af reference-udviklingen

De økonomisk/teknologiske tiltag rangordnes normalt efter deres marginale omkostninger, startende med den med de laveste omkostninger per reduceret enhed af CO₂.

Som det fremgår af definitionen er det nødvendigt, at omkostningskurven bestemmes marginalt i forhold til en referenceudvikling, idet det entydigt skal kunne fastlægges, hvilken del af referencen der erstattes af det CO₂ reducerende tiltag. Omkostningskurven har kun mening for et givet sæt af forudsætninger, eksempelvis for den makroøkonomiske udvikling, udviklingen i energipriserne, den anvendte kalkulationsrente etc. Samtidigt skal referencen og reduktionsomkostningskurven naturligvis være beregnet under det samme sæt af forudsætninger.

*Metoder for opbygning af
omkostningskurve*

Der er forskellige metoder for opbygning af en sådan reduktionsomkostningskurve, hvor den primære forskel vedrører den måde, hvorpå afhængigheder mellem tiltag og teknologier i energisystemet behandles. Der er her valgt den såkaldte "retrospektive metode", der tager højde for afhængigheden af alle forudgående⁵ introducerede tiltag/teknologier. Således vil eventuelle "overlap" mellem teknologierne med hensyn til den opnåede CO₂-reduktion blive tillagt de teknologier, der kommer senere⁵ på reduktionskurven. Dette betyder, at de mest attraktive tiltag kan blive vurderet som omkostningsmæssigt lidt billigere, mens de mindst attraktive

⁵ "Forudgående" og "senere" skal her opfattes ud fra rangfølgen på omkostningskurven. De første introducerede teknologier/tiltag er således de, der er mest attraktive rent omkostningsmæssigt - altså startende fra x-aksens nulpunkt.

kan blive vurderet som omkostningsmæssigt lidt dyrere. Dette skønnes ikke at have nogen stor praktisk betydning i indeværende projekt.⁶

Omkostningerne bag disse reduktionskurver er opgjort i faktorpriser, da Energi21-planen udelukkende opererer i disse. Det bør bemærkes, at implementeringsomkostninger, eksempelvis i form af administrative omkostninger hos offentlige myndigheder, eller ekstraordinære søgeomkostninger for identificering af besparelser hos husholdninger og virksomheder ikke er inkluderet. Tilsvarende er eventuelle skjulte omkostninger ved implementering af disse tiltag ikke medtaget.

4.2 Omkostningskurve år 2005 for den i Energi21-planen forventede CO₂-reduktion.

Som nævnt er den i dette afsnit opstillede omkostningskurve for CO₂-reduktion baseret på data fra Planen i Energi-21, hvilket betyder at kurven behandler forskellen mellem planen og Energi21-referencen, såvel hvad angår CO₂-emissionen som omkostninger. Referencen er nærmere beskrevet i afsnit 3.3.1. Da der ikke er anvendt de samme regneværktøjer i dette projekt og i Energi21-arbejdet vil der ikke være fuldstændig overensstemmelse med detailresultater fra Energi21.

Reduktionstiltag

Energi21-planen indeholder et stort antal forskellige tiltag, som primært er grupperet i forhold til forskellige policy- muligheder. Da dette projekt primært beskæftiger sig med de teknologiske reduktionsmuligheder er det af sammenligningsmæssige grunde fundet hensigtsmæssigt at omgruppere disse tiltag til hinanden gensidigt udelukkende teknologikategorier. Det er således ikke muligt direkte at sammenholde de her skitserede resultater med de i Energi21-planen beskrevne. Følgende gruppering er anvendt:

Tiltag på efterspørgselssiden

- Varmebesparelser i såvel husholdninger som servicebygninger, bl.a. opnået gennem øget isolering o.l.
- Øget effektivitet for husholdningsapparater og for apparater til anvendelse i servicesektoren. Effektivitetsforbedringen er bl.a. opnået gennem introduktion af normer for disse apparater.
- Substitution af brændsler til dækning af varmebehovet i husholdninger og service, bl.a. substitution væk fra olie og over til naturgas.
- Øget effektivitet af kedler, der anvendes til opvarmnings- og procesformål.
- Besparelser i industrien (kun år 2030)

⁶ For en mere dybtgående diskussion af mulige metoder til opstilling af sådanne omkostningskurver, samt fordele og ulemper for de forskellige typer, se (Morthorst, 1993)

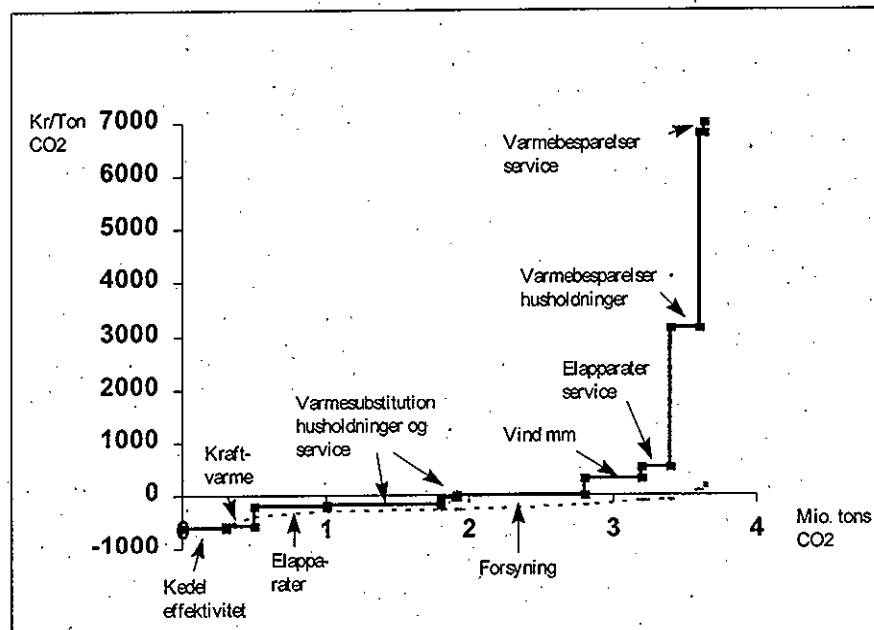
Tiltag på forsyningssiden

- Øget anvendelse af kraftvarme.
- Bygning af biomassebaserede kraftvarmeværker i stedet for kulfyrede værker.
- Øget udbygning med havmøller. I denne kategori er endvidere grupperet diverse tiltag, der sikrer en høj udnyttelse af den fluktuerende vedvarende energi i elsystemet.

Reduktionsomkostningskurve for år 2005

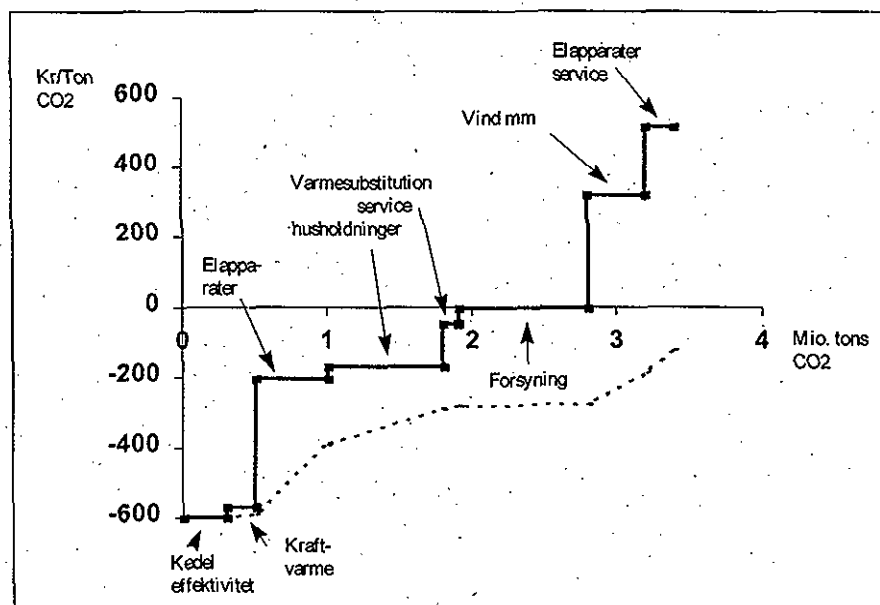
Omkostningskurven for CO₂ reduktion for år 2005 er vist i Figur 4.1.

Som det fremgår af Figur 4.1 er der stor variation i de marginale reduktionsomkostninger, idet disse udspænder et interval fra negative omkostninger pr. ton reduceret CO₂ til relativt høje positive omkostninger på knap 7000 kr/ton. I den ene ende af intervallet er det altså økonomisk en god ide at indføre CO₂-besparende tiltag, idet der herved spares penge, mens der i den anden ende af intervallet er betydelige meromkostninger forbundet med disse CO₂-reducerende tiltag.



Figur 4.1 Reduktionsomkostningskurve for CO₂ for Energi21-planen i forhold til referencen år 2005. Den fuldt optrukne linie er de marginale omkostninger, den stiplede linie er gennemsnitsomkostninger.

For at give et mere detaljeret billede af de tiltag, der på Figur 4.1 omkostningsmæssigt befinder sig i det "flade" område, er der i Figur 4.2 lavet et close-up af dette område.



Figur 4.2 Close-up af reduktionsomkostningskurve for CO₂ for Energi21-planen i forhold til referencen år 2005 (jvf. Figur 4.1, hvor total kurven er vist). Den fuldt optrukne linie er de marginale omkostninger, den stiplede linie er gennemsnitsomkostninger.

Reduktionsbidrag år 2005

Som det fremgår af Figur 4.1 og Figur 4.2 er der relativt mange tiltag, der befinder sig i det økonomisk attraktive område - såkaldte "no-regrets" - som ud over at reducere CO₂-emissionerne også sparer penge for samfundet. I alt bidrager disse med ca. 4% reduktion af CO₂ i år 2005:

- Substitution af brændsel til dækning af varmebehovet i husholdninger og service, typisk fra olie til naturgas og biomasse, giver en CO₂-besparelse på knap 2%.
- Mere effektive elapparater i husholdninger, bl.a. gennem indførelse af normer, bidrager med ca. 1% CO₂-reduktion i år 2005.
- Omlægninger til kraftvarme og forbedret kedeleffektivitet bidrager ligeledes med ca. 1% CO₂-reduktion. Omkostningerne ved disse tiltag er lave og bliver mere end dækket af de sparede brændselsomkostninger.

De resterende tiltag, der enten omkostningsmæssigt balancerer eller medfører øgede samfundsøkonomiske omkostninger, bidrager ligeledes med 4% CO₂-reduktion i år 2005. De væsentligste af disse er:

- Ændringer i udbygningen af energiforsyningen, som primært omfatter bygning af biomasse-baserede kraftvarmeværker i stedet for kulfyrede værker, bidrager med ialt 2% reduktion af CO₂-emissionen i år 2005. Denne omlægning af energiforsyningen er stort set omkostningsneutral.
- Udbygning med vindkraft omfatter opstilling af ekstra 200 MW havbaserede vindmøller. Under denne kategori er endvidere grupperet diverse tiltag, der af reguleringsmæssige grunde er

nødvendige for en høj udnyttelse af det samlede energisystem, inklusiv vindkraft.⁷ Opstillingen af ekstra havmøller giver en CO₂-reduktion på knap 1% år 2005.

- Mere effektive elapparater i servicesektoren bidrager med ca. 0,5% reduktion af CO₂.
- Varmebesparelser, såvel i husholdninger som service, er generelt dyre. At varmebesparelser i husholdninger og service er samfundsøkonomisk dyre skyldes primært, at disse besparelser indføres generelt, dvs. også i kraftvarmeområder, hvor effekten af en sådan besparelse på CO₂-emissionen er meget lille. Samlet medfører besparelserne på varmeområdet en CO₂-reduktion på ca. 0,5% år 2005.

Det er bemærkelsesværdigt, at industrien ikke i Energi21-planen bidrager med nævneværdige CO₂-reduktioner. Dette skyldes primært, at indførelsen af de "grønne afgifter" er et af de væsentlige elementer, der bidrager til de opnåede 12%'s reduktion af CO₂-emissionen i referencen. Det er derfor af Energistyrelsen ikke fundet hensigtsmæssigt, at introducere yderligere tiltag før den samlede udbygning med "grønne afgifter" er på plads. Det er således først i perioden efter 2005, at der for alvor indføres nye tiltag over for industrien.

4.3 Omkostningskurve for år 2030 for Energi21-planen.

Til trods for at analyseperioden i dette projekt kun går til år 2005, er det alligevel fundet relevant at vise den opstillede reduktionsomkostningskurve for Energi21 i år 2030. Denne kurve er vist i Figur 4.3. Dette sker for at fuldstændiggøre billedet af reduktionspotentialt og de hermed forbundne omkostninger i Energi21-planen.

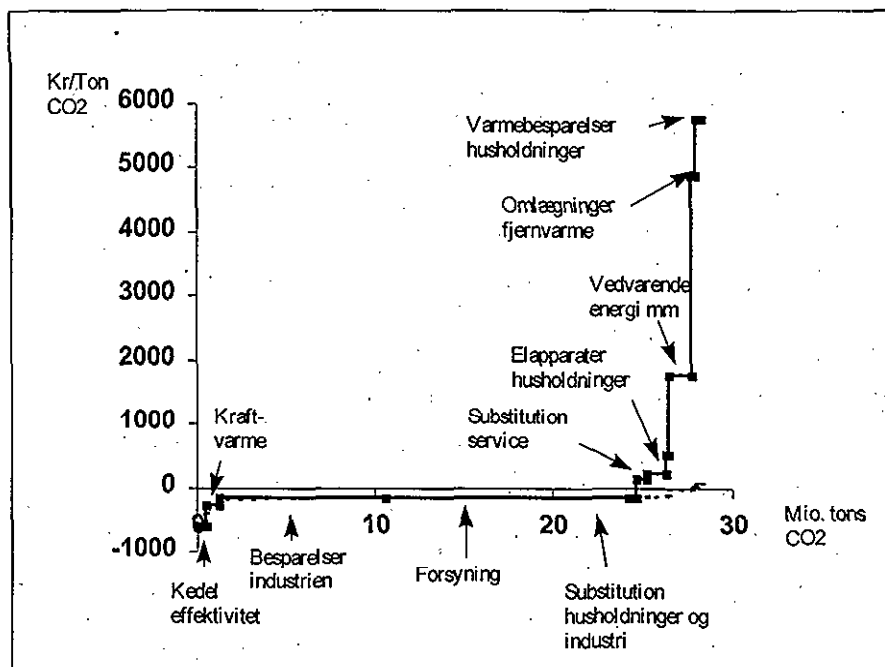
Reduktionsomkostningskurve for år 2030

Som det fremgår af denne figur er der et langt karakteristisk fladt stykke, der i høj grad kommer til at dominere såvel reduktionspotentialt som marginale og gennemsnitlige omkostninger. Af de i alt ca. 50% CO₂-reduktion, der opnås i planen i forhold til 1988-niveauet, bidrager tre tiltag, som befinder sig på dette flade stykke, med ca. 40%-point:

- På længere sigt er der identificeret betydelige "no regret" reduktionsmuligheder i industriens CO₂-emission. I alt bidrager industrien med knap 15%'s reduktion i CO₂-emissionen år 2030
- I energiforsyningen er stort set alle værker baseret på biomasse eller naturgas. Dette giver en betydelig CO₂-förtæring på ca. 15% og samtidig en attraktiv økonomi.

⁷ Omkostninger, der vedrører fra disse reguleringsmæssige tiltag, bør retteligt ikke kun tillægges vindkraft, men også den kraftige udbygning med kraftvarme. Vindkraftens marginalomkostning på godt 300 kr/ton CO₂-reduceret må derfor siges at være overvurderet.

- Omlægninger i brændslerne til rumvarme i husholdninger og service har ligeledes en attraktiv økonomi, og de bidrager med ca. 10% CO₂-reduktion.



Figur 4.3 Reduktionsomkostningskurve for CO₂ for Energi21-planen i forhold til referencen år 2030. Den fuldt optrukne linie er de marginale omkostninger, den stiplede linie er gennemsnitsomkostninger.

De øvrige tiltag bidrager tilsammen med ca. 10% CO₂-besparelse. Blandt disse udgør vedvarende energi (herunder vindmøller, solceller og bølgeenergi) samt besparelser i husholdningsapparater de største bidragsydere. Det bør bemærkes, at også for 2030 er der i den vedvarende energigruppe indregnet diverse nødvendige reguleringstiltag, omend disse må siges omkostnings-mæssigt at skulle tillægges hele energisystemet. De samfundsmæssige omkostninger ved indførelse af vedvarende energiteknologier er derfor overestimeret på Figur 4.3. Som det var tilfældet i år 2005 er varme-besparelser de dyreste tiltag også i år 2030, samtidig med at de ikke bidrager synderligt til CO₂-reduktionen.

5. Analyserede reduktionstiltag

5.1 Indledning

I det følgende er de analyserede reduktionstiltag kort beskrevet og hovedresultaterne resumeret. Alle tiltag er nøjere beskrevet i de to bilagsbind til denne hovedrapport.

Reduktionstiltag

De i projektet analyserede tiltag udgør (i parentes er angivet, hvilken sektor tiltaget vedrører) :

- Anvendelse af havmøller (energi)
- Udskillelse og lagring af CO₂ (energi)
- Biogasforbehandling af husdyrgødning (landbrug)
- Anvendelse af mere energieffektive køretøjer (trafik og landbrug)
 - Mere brændstofeffektive personbiler
 - Mindre personbiler
 - Mere brændstofeffektive varebiler
 - Mere brændstofeffektive lastbiler
 - Mere brændstofeffektive traktorer i landbruget
- Anvendelse af biobrændstoffer (trafik)
- Udnyttelse af lossepladsgas (affald)

For alle tiltag er der tilstræbt anvendt de samme forudsætninger og den samme beregningsmetode. På grund af problemstillingens karakter er afsnittet om mere effektive køretøjer behandlet under et, hvilket gør, at dette afsnit afviger lidt fra de øvrige.

Alle tiltag er vurderet partielt, dvs. i forhold til et entydigt defineret reference-projekt (ikke i forhold til et samlet system), og alle beregninger, bortset fra dem der vedrører køretøjer, er udført med Risø's Gasmø-model.⁸ For de fleste tiltags vedkommende er hovedvægten lagt på faktorprisberegningerne. For alle tiltag er der dog udarbejdet sammenfatninger med såvel faktor- som markedsprisresultater. Forudsætningerne for energipriserne er baseret på Energistyrelsens antagelser fra Energi21 (jf. afsnit 3.2), suppleret med en situation, hvor priserne er fastholdt på 1995-niveauet.

5.2 Havmøller

5.2.1 Beskrivelse af teknologien

Status for vindmølleudbygningen

Der var i Danmark i 1996 installeret mere end 3800 vindmøller med en samlet kapacitet på ca. 600 MW og en årlig elproduktion på godt 1200 GWh. De installerede møller er i alle størrelser fra helt små møller med en generator på 10 kW op til store møller med en generator på 500-600 kW. Det er endnu mest økonomisk at opstille vindmøllerne på land, men

⁸ Gasmø står for Greenhouse Abatement Strategi Model. Modellen er partiel, og den er udviklet til at beregne reduktionsomkostningerne ved anvendelse af et givet reduktionstiltag (teknologi).

Havbaserede møller

arealressourcerne er efterhånden begrænsede, når der også tages hensyn til boliger samt natur- og landskabsinteresser. Derudover er vindforholdene på havet væsentligt bedre end for vindmøller placeret inde i landet, og de havbaserede vindmøller kan således opnå en bedre effektivitet.

Der er p.t. etableret to havbaserede vindmølleparker i Danmark. Den første blev etableret ved Vindeby på Lolland i 1991, og den anden på Tunø Knob blev etableret i 1995.

Havmøllerne ligner umiddelbart de landplacerede vindmøller, men p.g.a. de særlige forhold på havet er der foretaget nogle få ændringer, der hovedsageligt har at gøre med større korrosionsbestandighed og møllernes visuelle indflydelse på den omgivende natur.

5.2.2 Teknologidata og beregningsresultater

Tunø Knob vindmøllepark

Der tages her udgangspunkt i Tunø Knob vindmøllepark, der består af 10 stk 500 kW offshore vindmøller placeret 6 km fra Jyllands kyst på en vanddybde på 3.1 - 4.7 m. Hver mølle er placeret på et fundament på havbunden. Fra vindmølleparken er der udlagt et 6 kilometer langt søkabel på havbunden indtil kysten, hvor det er forbundet med højspændingsnettet. Off-shore vindmølleparken drives fra kontrolanlægget på det tilknyttede kraftværk og kræver således ingen bemanning ude ved parken.

De direkte investeringsomkostninger i forbindelse med Tunø Knob er angivet i Tabel 5.1.

	Omkostninger i mio. kr. for hele vindmølleparken	Omkostninger i kr./kW
Vindmølleinvestering	31,1	6220
Fundament	18,1	3620
Elsystem	19,2	3840
Kontrolsystem	1,3	260
Miljøomkostninger	8,3	1660
Ialt	78,0	15600

Tabel 5.1 Investeringsomkostninger i forbindelse med Tunø Knob vindmøllepark

Investeringen i selve møllen er for havplacerede møller stort set den samme som for landplacerede vindmøller. Fundamentet er dyrere i forbindelse med havmøller, og afhænger af havdybden. Etablering af søkabel samt udlægning og nedspuling af dette kabel er en betydelig omkostning for havbaserede møller.

Udover de direkte møllerrelaterede omkostninger har der i forbindelse med Tunø Knob vindmøllepark været diverse undersøgelsesomkostninger, som ikke direkte afhænger af mølleparkens størrelse. Disse omkostninger inkluderer bl.a. planlægningen (ca. 4,1 mio. kr.), samt diverse miljømæssige undersøgelser, bl.a. fugle- og visualiseringsprojekter. De fleste af disse undersøgelser vil være tilknyttet enhver ny havplaceret vindmøllepark. Det vurderes dog, at der kan ses bort fra visualiseringsprojektet samt en del af fugleundersøgelsen.

Tabel 5.2 angiver de væsentligste forudsætninger og hovedresultaterne fra analysen af Tunø Knob vindmølleparken.

Tunø Knob vindmøllepark	
Installeret kapacitet Nettoproduktion Investeringsomkostninger	5 MW 15.200 MWh 78 mio.kr
Produktionsomkostning - faktorpriser	0,48 kr/KWh
CO ₂ -reduktionsomkostninger ⁹ - faktorpriser	282 kr /ton CO ₂ -reduceret

Tabel 5.2 Hovedresultater og væsentlige forudsætninger for Tunø Knob vindmøllepark.

De i Tabel 5.2 nævnte CO₂-reduktionsomkostninger er baseret på en sammenligning med et kulfyret kraftværk som reference⁹. Etableringen af Tunø Knob vindmøllepark er indtil videre faldet økonomisk positivt ud, idet møllernes produktion har været højere end forventet. Det bør dog bemærkes, at de hidtidige driftserfaringer er begrænsede.

5.2.3 Potentiale

Arealer for havbaserede møller

Der er af Energiministeriet nedsat et udvalg om havmøller, der bl.a. har haft til formål at udpege potentielle områder for placering af havplacerede vindmølleparker. Under antagelse af, at vindmøllerne vil blive funderet på eller i havbunden, hvorfor havbunden forudsættes ikke at overstige 10 m, er havmølleudvalget ved en gennemgang af de udpegede farvande uden specielle bindinger kommet frem til 4 oplagte områder med tilstrækkelig udstrækning til placering af større vindmølleparker:

- Et større sammenhængende område ved Lolland og Falsters sydkyst med et potentielt areal på ca. 200 km². Afstanden til Lollands kyst er på ca. 15 km.
- Et område i Smålandsfarvandet nordvest for Lolland med et potentielt areal på godt 150 km². Området ligger mellem 1 og 13 km fra kysten.
- Farvandet syd for Læsø med et potentielt areal på knap 500 km². Det udpegede areal ligger i en afstand på mellem 15 og 32 km fra Læsøs kyst.
- Et større areal i Vesterhavet ud for Blåvand med et potentielt areal på ca. 135 km². Området ligger mellem 11 og 40 km fra kysten.

Alt i alt udgør de udpegede områder et potentielt areal på knap 1000 km². Hvis der regnes med at kunne opsættes 7-8 MW vindmølleeffekt pr. km² vil der på det samlede areal ialt være et potentiale på ca. 7000 MW med en forventet produktion på omkring 21 TWh. Derudover vil der også være

⁹ CO₂-reduktionsomkostningerne er baseret på en sammenligning med et kulfyret kraftværk med en investeringsomkostning på 7650 kr/kW_e, en levetid på 30 år og en benyttelsestid på 5000 h/år. For Tunø Knob udgør de samlede fortrængte emissioner 12.400 t.CO₂, 0,4 t.N₂O og 0,2 t.CH₄. For nærmere detaljer, se bilag.

mulighed for at opstille mindre havmølleparker i områder tættere på kysten. Der er ikke fra havmølleudvalget opgjort et potentiale for sådanne vindkraftområder.

5.2.4 Følsomhedsberegninger.

Væsentlige forudsætninger

I forhold til landbaserede møller er der for havbaserede vindmøller en række forskellige variable, der kraftigt influerer på investeringsomkostningerne:

- Vindmølleparkens effekt (antal møller samt møllestørrelse)
- Havdybde
- Afstand fra kysten

Havdybden er en væsentlig omkostningsbestemmende faktor for fundamenterne - jo større havdybde jo dyrere fundamenter, omend prisen ikke stiger proportionalt med dybden. Omkostningerne til kabel og udlægning af dette stiger selvfølgelig med afstanden til kysten, omend der også her er skalafordele. Der er store skalafordele forbundet med etablering af større havbaserede parker, idet kabelomkostningerne pr. KW-installeret falder kraftigt med parkens kapacitetsmæssige størrelse. Endelig er der direkte fordele forbundet med overgang til større møller, idet ikke kun investeringsomkostningerne til selve møllerne bliver lavere, men også omkostningerne til fundament og kabler mellem møllerne i parken bliver relativt lavere.

I det følgende vises følsomhedsberegninger, der belyser ovennævnte problemstillinger. Beregningerne er baseret på specielt indhentede data for omkostningerne til fundamenter, til kabel og udlægning af dette samt til investeringerne til større møller¹⁰.

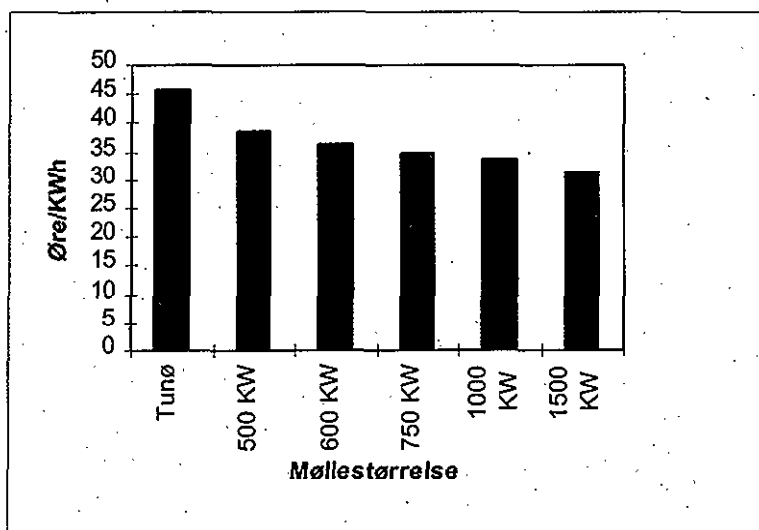
El-produktionsomkostninger

Fordelene ved overgang til større møller er illustreret i Figur 5.1. Med udgangspunkt i Tunø Knob forholdene er det beregnet, hvad det betyder for parkens el-produktionsomkostninger, hvis møllerne er større og samtidigt er opstillet på typiske havbundsforhold¹¹. Beregningerne er således baseret på en møllepark som kapacitetsmæssigt er på størrelse med Tunø Knob og i samme afstand fra kysten. Som det fremgår af Figur 5.1 er der betydelige omkostningsmæssige fordele ved en overgang til større møller. Ved en overgang til 1500 kW-møller falder el-produktionsomkostningerne til godt 30 øre/kWh i forhold til ca 46 øre/kWh ved den etablerede Tunø-havmøllepark.

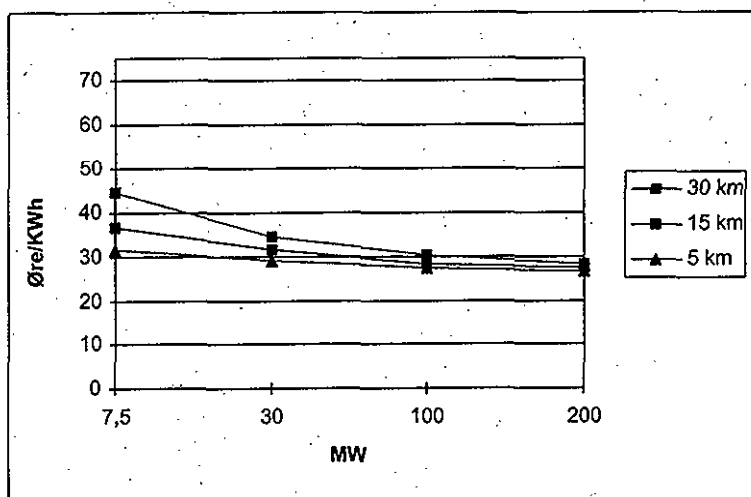
Effekten på el-produktionsomkostningerne af at etablere større parker og af parkens afstand til kysten er illustreret i Figur 5.2.

¹⁰ Der er p.t. ved at blive gennemført en special analyse af fundamentsomkostningerne ved havbaserede møller, og de anvendte data er baseret på et resume af dette projekt. Hvad angår kabelomkostningerne er disse baseret delvist på oplyste data om et påtænkt havmølleprojekt på Middelgrunden delvist på mundtlige opgivelser fra Nordisk kabel og tråd.

¹¹ Havbunden ved Tunø Knob er meget blød, hvilket har medført ekstraomkostninger til fundamenterne.



Figur 5.1 El-produktionsomkostninger afhængig af møllestørrelse.



Figur 5.2 El-produktionsomkostninger afhængig af havmølleparkens størrelse og parkens afstand fra kysten.

Som det fremgår af Figur 5.2, er der for små parker en betydelig forskel på produktionsomkostningerne afhængig af afstanden til kysten, varierende mellem ca. 32 og ca. 44 øre/kWh ved en afstand fra kysten på mellem 5 og 30 km. Når mølleparken bliver større mindskes denne forskel betydeligt, samtidigt med at el-produktionsomkostningen pr kWh generelt bliver lavere. Ved en havbaseret møllepark på 200 MW varierer elproduktionsomkostningen således mellem ca. 27 og ca. 29 øre/kWh ved en afstand fra kysten på mellem 5 og 30 km. Opgøres omkostningerne og CO₂-emissionen i forhold til et kulfyret kraftværk som reference¹², kan CO₂-reduktionsomkostningerne ved hjælp af faktorprismetoden beregnes til mellem ca. 75 og ca. 275 kr/ton CO₂.

¹² Se fodnote 9, p.43.

5.2.5 Sammenfatning

De samlede resultater for CO₂-reduktionsomkostningerne er vist i Tabel 5.3. Tabellen er opdelt i to dele: En for forholdene i 1995, eksemplificeret med Tunø Knob vindmølleparken, og en for mulighederne i den forholdsvis nære fremtid. Resultaterne er angivet for faktorprismetoden og den velfærdsøkonomiske metode med de i Energi21 anvendte priser og med konstante 1995-priser. Beregningen af CO₂-reduktionsomkostningerne er baseret på en reference bestående af kulfyrede kraftværker¹³.

Som det fremgår af Tabel 5.3 synes der at være betydelige muligheder i fremtiden for at opnå lavere CO₂-reduktionsomkostninger end i dag, bl.a. ved anvendelse af billigere fundamenter samt ved anlæggelse af større mølleparker.

	Reduktionsomkostning Kr./ ton CO ₂ reduceret	
	Faktorprismetoden	Velfærdsøkonomisk metode
<i>1995</i>		
Tunø knob		
- E21 energipriser	282	488
- konstante priser (1995)	316	532
<i>Fremtid</i>		
Lille park langt fra kysten		
- E21 energipriser	264	466
- konstante priser (1995)	304	518
Stor park tæt på kysten		
- E21 energipriser	35	94
- konstante priser (1995)	74	145

Tabel 5.3 Reduktionsomkostninger ved anvendelse af havmøller i forhold til kulfyrede kraftværker.

5.3 Udskillelse og lagring af CO₂

5.3.1 Beskrivelse af teknologien

Der findes forskellige metoder til at lagre CO₂. Det er imidlertid nødvendigt først at udskille den producerede CO₂ fra røggassen, der fremkommer ved energiproduktionen. Dette kan gøres ved forskellige processer, såsom eksempelvis kemisk absorption, fysisk absorption og membranfiltrering.

Ligegyldigt hvilken proces der benyttes til udskillelse af CO₂, indebærer den en væsentlig forhøjelse af elektricitetsprisen, dog også afhængigt af brændselstypen. Eksempelvis medfører naturgasfyrede værker en mindre mængde CO₂ emission pr. produceret MWh end kulfyrede værker. Dette skyldes det lavere kulstofindhold i brændslet samt en højere effektivitet ved

¹³ Se fodnote 9, p.43.

forbrændingen. Alligevel er fjernelsen af CO₂ emissionen fra gasfyrede værker dyrere end fra kulfyrede værker, da røggassen har en lavere CO₂ koncentration.

Processen, der benyttes til udskillelse af CO₂ afhænger således af CO₂ koncentrationen og trykket i røggassen. Absorptionsprocessen er i dag den konventionelle proces til udskillelse af CO₂, og det er derfor data fra denne proces, der benyttes i det videre studie.

Lagring af CO₂

Lagringen af CO₂ kan ske på forskellige måder enten underjordisk eller dybt på havets bund. Underjordisk deponering kan ske i saltkaverner, klippehuler eller forladte miner. Under danske forhold repræsenterer saltkaverner en reel mulighed for CO₂ lagring. CO₂ vil ligeledes kunne lagres i dybtliggende aquiferer, der er underjordiske porøse lagre. Aquiferer benyttes dog også allerede i Danmark til lagring af naturgas. Endelig kan CO₂ lagres i udtømte olie- eller gasreservoirer. Fordelen ved dette er, at geologien er velkendt. Derudover vil lagring af CO₂ i off-shore reservoirer have en psykologisk sikkerhedsmæssig fordel, idet lageret ligger langt væk fra beboede områder.

5.3.2 Teknologidata og beregningsresultater

Eksempel for Danmark

Som udskillellesproces for CO₂ anvendes i det følgende kemisk skrubning af røggas fra kulstøvsfyrede kedler, der er en kommercielt gennemprøvet teknologi. Processen består af en absorptionsdel, hvor CO₂ fjernes fra røggassen, en termisk regenerationsdel, hvor CO₂ genvindes, og en kompressordel, hvor CO₂ komprimeres og tørres. Processen er temmelig energiforbrugende, og medfører derfor et fald i kraftværkets nettovirkningsgrad. På basis af undersøgelser i udlandet vil virkningsgraden således falde fra ca. 38 % til 24-27 %. Omkostningerne ved udskillelse af CO₂ på basis af absorptionsprocessen ligger omkring 16-85 \$ /ton CO₂ afhængig af hvilken proces, der bruges.

Mulige lagringsmedier for CO₂ i Danmark er som omtalt salthorste, aquiferer og udtømte naturgasfelter. Lagring af CO₂ dybt på havet må ske på store områder, og kan derfor ikke opfattes som en isoleret dansk løsningsmulighed. Derudover mangler der endnu en del grundforskning på området, og lagring af CO₂ på denne måde er derfor ikke medtaget i analysen.

En stor del af omkostningerne ved CO₂ lagring vedrører transporten af CO₂ fra kraftværket til CO₂ lageret. Disse omkostninger afhænger af kapaciteten og størrelsen af de benyttede rør, og det kan derfor være vanskeligt at sammenligne CO₂ lagringsomkostningerne direkte. Tabel 5.4 viser omkostningerne vurderet af IEA i forbindelse med CO₂ lagring i en aquifer og i et gasreservoir.

	Aquifer	Gasreservoir
Lagerdata		
• Kapacitet (GW _e)	0,5	0,5
• Investeringsomk. (mio. kr.)	93	127
• Årlige driftsomk (mio.kr)	11,6	10,6
Pipelinedata		
• Diameter (mm)	406	400
• Omkostninger (mio.kr./100 km)	245	260
• Omkostninger(kr./ton C/100 km)	21	21

Tabel 5.4 CO₂ lagrings- og transportomkostninger (kurs 100 \$ = 580 kr.)

De danske Nordsøfelter forventes at have en stor lagerkapacitet. Felterne er imidlertid beliggende i en afstand af 300-400 km fra den jyske vestkyst, hvilket forøger transportomkostningerne væsentligt i forhold til transport til aquiferlagrene. Baseret på ovenstående vil transportomkostningerne alene fra den jyske vestkyst være omkring 70-80 kr./ton CO₂. Derfor medtages kun lagring i aquiferer i de følgende beregninger af CO₂ reduktionsomkostningerne.

Tabel 5.5 viser de væsentligste forudsætninger og resultater i forbindelse med udskillelse og lagring af CO₂. Resultaterne er baseret på en analyse af 2 typiske primære værker i Danmark, hvor der er taget hensyn til afstanden fra værkerne til eksisterende aquiferer. Mere detaljerede analyser findes i bilagsrapporten.

Elkapacitet	269-438 MW
Elproduktion pr. År	1060-1530 GWh
CO ₂ emission pr. År	1,03-1,34 mio. tons
Udskillelsesomkostninger pr. År	210-271 mio. kr.
Lageromkostninger pr. År	72-85 mio. kr.
Ekstra brændselsomkostninger pr. år	47-67 mio. kr.
CO ₂ reduktionsomkostninger	308-331 kr./ton CO ₂

Tabel 5.5. CO₂ omkostninger for primære værker

Der skal ved opgørelse af de totale CO₂ omkostninger tages hensyn til såvel CO₂ fjernelsesomkostningerne som det tab i effektivitet CO₂ fjernelsen koster. CO₂ fjernelsen er baseret på den velkendte absorptionsteknologi, og det er antaget, at lagringen af CO₂ foregår i aquiferer. Ved etablering af CO₂ fjernelse på værkerne falder værkernes virkningsgrad med 11 %. Dette modregnes i et større kulforbrug.

Forudsætninger og
resultater

5.3.3 Potentiale for CO₂ lagring i Danmark

Mulige lagringsmedier for CO₂ i Danmark vil være salthorste, aquiferer og udtømte naturgasfelter. Kavernerne er vurderet ikke at være realistiske til lagring af CO₂, da de kun vil kunne rumme en ringe mængde af CO₂ udledningen fra de danske kraftværker.

Aquiferer

Aquiferer, der ligger i dybder større end 750 meter, vil være velegnede til lagring af CO₂. Sådanne aquiferer findes i mange områder i den danske undergrund. Indtil nu er det imidlertid kun Nordjylland, forskningsarbejdet har været koncentreret om, og der kan derfor kun udpeges potentielle lagringsmuligheder i dette område. Potentialet vil således sandsynligvis være større end det her angivne.

I Nordjylland er der 3 oplagte muligheder for lagring af CO₂ i strukturerne ved Vedsted, Voldum og Gassum. Derudover er der en mindre struktur ved Herning, hvor der kan være muligheder for deponering. Det er vurderet, at disse 4 formationer vil kunne rumme omkring 660 mio. tons CO₂.

I Sønderjylland er der peget på formationer ved Tønder og Røde Kro, hvor aquiferen ved Tønder dog er reserveret til lagring af naturgas. Der findes ikke tilgængelige data til at vurdere potentialet for CO₂ lagring ved Rødekro.

Fra Ringkøbing over Fyn til Sydsjælland findes en højderyg på en dybde af 900-1500 meter. Eksistensen af denne højderyg forhindrer muligheden for lagring af CO₂. Der er dog fundet en formation ved Ullerslev på Fyn, der evt. kan være egnet til deponering. Der kræves dog en større undersøgelse for at vurdere potentialet i området.

På Sjælland er der påpeget to aquiferer ved Stenlille og Havnsø, der kan være velegnede for deponering af CO₂. Aquiferen ved Stenlille benyttes dog til lagring af naturgas.

Udtømte naturgasfelter

Udtømte naturgasfelter kan være velegnede til CO₂ deponering. De danske Nordsøfelter forventes at have en lagerkapacitet på omkring $5,3 \cdot 10^8$ tons CO₂. Med en årlig udledning fra de danske kraftværker på omkring 30 mio. tons CO₂ svarer dette til et potentielt lager for CO₂ over en 18 års periode. Felterne er beliggende i en afstand af 300-400 km fra den jyske vestkyst, og der må derfor påregnes store omkostninger i forbindelse med transport af CO₂ til felterne.

5.3.4 Følsomhedsberegninger

I forbindelse med udskillelse og lagring af CO₂ har følgende 3 parametre afgørende betydning for CO₂ reduktionsomkostningerne:

- Udskillelsesprocessen
- Afstand fra værk til lager
- Lagertype

Processen, der benyttes til udskillelse af CO₂, afhænger af CO₂ koncentrationen og trykket i røggassen. Tabel 5.5 viser data for forskellige udskillelsesprocesser benyttet på røggassen fra et kulfyret værk med afsvovlingsanlæg.

	Effektivitet	Omkostning ved CO ₂ fjernelse (kr./ton CO ₂)
Kulfyret værk med afsvovling	40 %	-
+ Membran	31 %	260
+ Membran & MEA	30 %	245
+ Absorption (MEA)	29 %	205
+ Adsorption PSA	28 %	485
+ Adsorption TSA	29%	1530

Tabel 5.6 Omkostninger ved CO₂ fjernelse

Som det fremgår af tabellen varierer omkostningerne ved CO₂ fjernelse således meget afhængigt af den valgte proces. Absorptionsprocessen, der også er den kommercielle proces i dag, er den proces, som er benyttet i det eksisterende studie. Hvis eksempelvis membranprocessen anvendes i stedet for absorptionsprocessen vil CO₂ reduktionsomkostningerne stige fra 330 kr./ton CO₂ til 380 kr./ton CO₂.

Afstanden fra det konkrete værk, hvor udskillelsesprocessen finder sted, til det sted hvor den udskilte CO₂ skal lagres, har ligeledes stor betydning for CO₂ reduktionsomkostningerne. Omkostninger til rørledning til transport af CO₂ er omkring 2,5 mio. kr. pr. km. For et lager beliggende i afstanden 15 km fra værket vil CO₂ reduktionsomkostningerne under givne forudsætninger være 290 kr./ton CO₂. Ændres afstanden til 45 km fra værket, vil CO₂ reduktionsomkostningerne under samme forudsætninger stige til 330 kr./ton CO₂.

Endelig har lagertypen, dybden af lageret samt beskaffenheden betydning for CO₂ reduktionsomkostningerne, idet såvel investerings- som drifts-omkostninger afhænger af, hvor dybt under jordens overflade lageret etableres, samt af hvor mange borer der er nødvendige for at opnå den optimale lagerkapacitet.

5.3.5 Sammenfatning

De samlede resultater for omkostningerne ved CO₂ reduktionen ved udskillelse og lagring af CO₂ i aquiferer er vist i Tabel 5.7. Tabellen viser kun omkostningerne for et fremtidigt eksempel, da teknologien endnu ikke er benyttet til lagring af CO₂. CO₂ reduktionsomkostningerne er beregnet såvel efter faktorprismetoden som efter den velfærdsøkonomiske metode, og er angivet med de i Energi21 anvendte energipriser og med konstante 1995-priser.

	Reduktionsomkostning Kr/ton CO ₂ reduceret	
	Faktorprismetoden	Velfærdsøkonomisk metode
<i>Fremtid</i>		
CO ₂ udskillelse ved absorption		
Lagring i aquiferer		
• E21 energipriser	312-335 kr./ton CO ₂	552-583 kr./ton CO ₂
• konstante priser (1995)	297-321 kr./ton CO ₂	532-565 kr./ton CO ₂

Tabel 5.7 Reduktionsomkostninger ved anvendelse af CO₂ udskillelse og lagring

5.4 Biogasforbehandling af husdyrgødning

Status for Danmark

5.4.1 Beskrivelse af teknologien

Antallet af eksisterende anlæg der producerer biogas i Danmark er vist i Tabel 5.8. Det første biogasanlæg blev bygget i 1938 på et rensningsanlæg syd for København, og i dag udvindes der biogas på omkring 60 af landets rensningsanlæg, hvor energien udnyttes til opvarmning af rådnetanken m.v. De senere år har nogle industrivirksomheder på grund af de stigende udgifter for at få udledt deres spildevand til kommunale rensningsanlæg opført biogasanlæg for at reducere mængden af organisk materiale og derved reducere afgiftsbetalingen. I denne rapport er der ikke foretaget beregning for biogasanlæg baseret på spildevand.

Det var først efter energikrisen i 1973/74, at der kom gang i udvikling af biogasanlæg til landbruget. Der var i starten kun tale om mindre anlæg baseret på gødningen fra et enkelt landbrug. I alt blev der bygget omkring 50 gårdbiogasanlæg, hvoraf kun 10 er i drift i dag. Der er således mange eksempler på anlæg, der ikke har levet op til forventningerne, men erfaringerne har samtidig vist, hvordan teknisk velfungerende anlæg kan udformes.

Først i 1980'erne blev de første større fælles biogasanlæg etableret. Der er i dag 18 fællesanlæg i drift. Tilsammen behandler de husdyrgødning fra ca. 600 landbrug, svarende til en samlet gødningsmængde på 900.000 tons om året. I 1994 blev således heraf produceret 27 mio. m³ biogas svarende til 0.6 PJ (se Tabel 5.8). I alt anslås det at der produceres biogas med et energiindhold på ca. 1.6 PJ. Der regnes med at biogas indeholder 60% metan, at metans vægtfylde er 0.718 kg/m³ og at metans brændværdi er 36 MJ/m³.

Type	Antal anlæg	Energiproduktion (PJ/år)
Biogasfællesanlæg	18	0.6
Gårdbiogasanlæg	17	
Industriogasanlæg	ca. 10	0.1
Lossepladsgasanlæg	10	0.3
Renseanlæg med rådnetanke	60	0.9
I alt		1.6

Tabel 5.8 Eksisterende biogas-producerende anlæg

Anvendelse af biomasse

Alle biogasfællesanlæg anvender en biomasse bestående af gylle, der er iblandet organisk industriaffald såsom mavearmindhold, fedt/flotationsslam, fiskeaffald, tarmaffald etc. Det organiske industriaffald udgør ca. 25% af den samlede behandlede mængde biomasse. Denne andel varierer fra 10% til 30% på de enkelte anlæg. På anlægget i Sinding er der desuden iblandet kildesorteret husholdningsaffald. Man har her dokumenteret, at denne affaldstype kan behandles på en driftsikker måde med et miljømæssigt og økonomisk tilfredsstillende resultat. Baseret på disse erfaringer er de nye anlæg i Århus og Studsgård etableret med mulighed for behandling af husholdningsaffald.

Størrelsen af anlæggene kan illustreres ved den samlede biomassetilførsel. Denne varierer fra 27 tons/dag i Davinde til 413 tons/dag i Lemvig. Erfaringerne har vist at en optimal anlægsstørrelse synes at være på omkring 300 tons/dag. Denne størrelse giver mulighed for en effektiv udnyttelse af eksempelvis transportmateriellet, og samtidig indebærer den et indtjeningspotentiale, der kan aflønne professionel anlægspasning og driftsledelse.

Gødningen transporteres altovervejende i flydende form, som gylle, med 20 m³ lastvogns-slamsugere. Der er i gennemsnit 33 gødningeleverandører til de eksisterende anlæg. Håndteringen af biomassen i anlæggene er en driftsøkonomisk vigtig del af biogasanlægget. Der er sket en betydelig udvikling på områderne opblanding/omrøring, pumpning og varmeindvinding fra afgasset gylle. Anlæggene er således i dag teknisk driftsikre. Siden de første biogasfællesanlæg er gasudbyttet per ton biomasse steget væsentligt dels på grund af den øgede tekniske driftsstabilitet og især på grund af tilsætningen af organisk industriaffald.

Biogasprocessen

De første biogasanlæg anvendte mesofile temperaturer (30-40°C). I 1987, da Handlingsplanen for Biogasfællesanlæg blev formuleret, var der udbredt tvivl om, hvorvidt den termofile udrådningsproces ved 50-55°C kunne fungere stabilt. Siden da har resultaterne vist at termofil omsætning er opnåelig i mange tilfælde. En høj andel svinegylle skaber dog problemer, idet der her opstår en høj ammonium-koncentration der hæmmer den termofile biogasproces, og derfor foretrækkes i dette tilfælde mesofile reaktorer suppleret med hygiejniseringsstanke, idet smitstoffer (virus og bakterier) ikke fjernes ved den mesofile proces. Halvdelen af de eksisterende anlæg anvender termofil temperatur.

Anvendelse af biogas

Biogassen anvendes i hovedsagen til kraftvarmeproduktion i gasmotorer, kun en mindre del anvendes i gaskedler. I løbet af de sidste 5-10 år er der sket en betydelig stigning i elvirkningsgraden af gasmotoranlæggene til decentrale kraftvarmeværker. I dag leveres nogle af de lidt større anlæg således med en garanteret elvirkningsgrad på over 40%.

Det er ikke lykkedes at udvikle konkurrencedygtige metoder til rensning og opgradering af biogas med henblik på distribution via naturgasnettet, som forsøgt på et enkelt anlæg i Revninge. Et andet uafklaret problem er, om det er muligt at separere den afgassede gylle således at den faste fraktion har et tørstofindhold så højt, at man opnår et salgbart kompostprodukt. Fire anlæg råder over udstyr til separering, men det er ikke lykkedes at produceret et salgbart produkt.

Metan-emission

Ved at sammenholde den kendte biogasproduktion fra eksisterende anlæg og det beregnede udslip (ifølge IPCC) fra normal gødningsbehandling fra det kendte antal dyr hos gødningsleverandørerne fra de samme anlæg kan det beregnes (se appendix) at reduktionen i CH₄ emissioner ved at bygge biogasanlæggene er ca. 20% af CH₄ produktionen på anlæggene. Heraf ses, hvor vigtigt det er, at der ikke sker metanudslip fra biogasanlæggene, især fra lagertankene hvortil gyllen pumpes fra reaktorerne, idet erfaringerne har vist at der her er en betydelig gasproduktion. Man har opsamlet 10-20% ekstra biogas herfra ved 3 forskellige teknikker, som er benyttet på samtlige anlæg. Den såkaldte Softtop er i brug på 6-7 anlæg. Princippet er, at en ring med en udspændt kunststofmembran flyder ovenpå gyllen i lagertanken. Gassen tages ud via en meget nøjagtig trykstyring ved et lavt overtryk.

Det andet system til opsamling af gas er udviklet til tanke med fast betonlåg - her har der vist sig problemer med utætheder. Det tredje system blev udviklet på de nye anlæg i Hashøj og Thorsø. Her skulle der samtidig etableres store dobbeltmembran lavtrykslagre. Man monterede derfor disse lagre ovenpå gyllelagertankene, således at gaslagrene her samtidig opsamlers gassen fra tankene. Ved denne metode opnås en besparelse på anlæg, som har brug for et relativt stort gaslager.

5.4.2 Teknologidata og beregningsresultater

I Energistyrelsens rapport (Energistyrelsen, 1995) er der gennemført en rentabilitetsanalyse for fire af de nyere og større anlæg: Fangel, Ribe, Lintrup og Lemvig. På basis af erfaringerne herfra er der i rapporten angivet intervaller for udgifter og indtægter for et fiktivt anlæg "dagens anlæg", som er det optimale anlæg man ville bygge nu ifølge erfaringerne. For at gøre tallene sammenlignelige er der set bort fra energikonverteringen i beregningen. Denne forenkling indebærer, at biogasproduktionene sammenlignes med naturgas i stedet for kraftvarme. Beregningerne for biogasfællesanlæg i det følgende benytter middelværdierne for intervallerne for "dagens anlæg".

Forudsætninger

I Tabel 5.9 ses de anvendte antagelser. Flere af de præsenterede tal er udtrykt pr. m³ biomasse, dvs. som udgiften pr. m³ behandlet biomasse fordelt over anlæggets levetid:

Biomasse modtaget	300 m ³ /dag
Specific biogasproduktion	30 m ³ biogas/m ³ biomasse
Annueret investering	21.5 kr/m ³ biomasse
Drift og vedligeholdelse	15 kr/m ³ biomasse
Transport	17 kr/m ³ biomasse
Gødningss besparelse	3 kr/m ³ biomasse
Affaldsbehandlings besparelse	25 kr/m ³ biomasse

Tabel 5.9: Beregnings antagelser for biogasfællesanlægget.

Til Tabel 5.9 kan knyttes følgende kommentarer. Anlægsomkostningerne inkluderer som ovenfor nævnt ikke kraftvarmeanlæg, men heller ikke investeringer i transportudstyr, disse er medregnet under transport og udgør her ca. en fjerdedel af de samlede transportomkostninger. Investeringen bliver ialt ca 25 mio. kr for et anlæg, der kan behandle 300 m³ biomasse om dagen. Det antages at 10% af gasproduktionen anvendes til procesopvarmning, og at reduktionen af CH₄ emissionen i forhold til referencen (uden biogasanlæg) er på 20% af biogasproduktionen på anlægget, og at denne CH₄ emission ganges med et "Global Warming Potential" på 24.5 for at beregne den ækvivalente CO₂ emission.

Resultat

Resultatet af beregningen (som er gengivet i appendix) bliver at den årlige udgift for at reducere drivhusgasudslippet er 105.2 kr/ton CO₂ ækvivalent.

5.4.3 Potentiale

Ifølge beregningen producerer et biogas fællesanlæg med en kapacitet på 300 m³ biomasse per dag 1.97 mio. m³ CH₄ eller 1.4 kt CH₄ per år. Antages igen at emissionen fra normal gødningsbehandling er 20% af produktionen på biogasanlægget bevirker et biogassællesanlæg en reduktion fra gødningsbehandlingen på 0.28 kt CH₄. Sammenholdes dette med den årlige emission fra gødningsbehandling i 2005 ifølge Tabel 5.10 på 158.3 kt CH₄ ses at det samlede potentiale er over 500 anlæg.

1000 tons CH ₄ pr.år	1990	1995	2005
Malkekøer	37.0	36.3	25.3
Andet kvæg	28.0	25.3	21.3
Svin	95.0	110.8	109.3
Fjerkræ	1.9	2.3	2.3
Får	0.0	0.0	0.0
Heste	0.1	0.0	0.0
Ialt fra gødningsbehandling	162.0	174.8	158.3

Tabel 5.10. Emission fra behandling af gødning fra husdyr i dansk landbrug

Antages det, at det er muligt at bygge ca. 10 biogassælles anlæg om året indtil år 2005 eller ialt ca 100 anlæg, vil dette svare til en emissions reduktion på 28 kt CH₄. Ganges med et "Global Warming Potential" på 24.5 svarer det til en CH₄ reduktion til 0.69 mio. tons CO₂ ækvivalenter.

5.4.4 Sammenfatning

Sammenfattende resultat

De samlede CO₂ reduktionsomkostninger for biogassællesanlæg er vist i Tabel 5.11. Resultatet er angivet for såvel faktorprismetoden som den velfærdsøkonomiske metode med de i Energi21 anvendte priser, samt med konstante 1995-priser. Beregningen af CO₂-reduktionsomkostningerne er baseret på en reference bestående af decentrale gasmotor kraftvarmeanlæg. I beregningen med E21 energipriser er energiprisen år 2000 og 15 år frem anvendt, idet dette giver et gennemsnit for de 100 anlæg, der antages bygget i perioden frem til år 2005.

	Reduktionsomkostninger Kr./ton CO ₂ reduceret	
	Faktorprismetoden	Velfærdsøkonomisk metode
-E21 energipriser	89.2	236.5
-konstante energipriser	165.9	514.8

Tabel 5.11 Reduktionsomkostninger for biogassællesanlæg i forhold til naturgas.

5.5 Anvendelse af mere energieffektive køretøjer

Mulighederne for og omkostningerne ved at reducere CO₂-emissionerne fra en række køretøjer inden for transport- og off-roadsektorerne behandles for følgende køretøjskategorier:

- personbiler
- varebiler
- lastbiler
- traktorer

5.5.1 Problemstillingen

Tre problemstillinger

Analysen af mulighederne for at reducere køretøjernes CO₂-emissioner kan formuleres som en analyse af tre forskellige problemstillinger

- hvilke emissionsreduktioner kan opnås, og hvad vil det koste at udvikle nye mere energieffektive køretøjer
- hvilke emissionsreduktioner kan opnås, og hvilke økonomiske konsekvenser vil det få at ændre den generelle brug af køretøjerne, det vil først og fremmest sige transportadfærden
- hvilke emissionsreduktioner kan opnås, og hvilke økonomiske konsekvenser vil det få, hvis de aktuelt valgte køretøjer inden for hver køretøjskategori - alt andet lige - bliver udskiftet med det mest brændstoeffektive inden for kategorien

Problemstilling i dette projekt

Inden for dette projekt er det valgt alene at analysere den sidstnævnte problemstilling. Det må således anses for særdeles vanskeligt at skønne over mulighederne for og omkostningerne ved at udvikle mere brændstoeffektive køretøjer. Det synes heller ikke at være en mulighed, der er relevant i en dansk sammenhæng. Analysen af mulighederne for og omkostningerne ved at ændre den generelle transportadfærd falder uden for dette projekts rammer. Som omtalt i kapitel 2 er det valgt at koncentrere analyserne om de teknologiske muligheder for at opnå reduktioner i drivhusgasemissionerne og dermed ikke analysere konsekvenserne af niveaumæssige og strukturelle skift i de samfundsmæssige aktiviteter.

Det er altså valgt at analysere de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af at udskifte en bestand af nye køretøjer sammensat i overensstemmelse med de aktuelt købte køretøjer med en bestand sammensat af de mest brændstoeffektive nye køretøjer. Det forudsættes, at udskiftningen er uden konsekvenser for det af køretøjerne udførte arbejde. Konsekvenserne af at udskifte gamle køretøjer med nye er ikke omfattet af analysen, da disse allerede er omfattet af basisfremskrivningen.

Analysen er konstrueret og abstrakt i den forstand, at det er vanskeligt at forestille sig den postulerede udskiftning af køretøjer gennemført i praksis. Der er imidlertid tale om en analyse af mulighederne for og omkostningerne ved at udnytte et eksisterende teknologisk potentiale og dermed lukke det brændstofmæssige "efficiensstab", der eksisterer på ethvert tidspunkt over

den betragtede periode, fordi brugerne ikke køber de mest brændstofeffektive køretøjer til opfyldelse af et givet transportarbejde.

5.5.2 Beregningerne

Analysen af CO₂-reduktionspotentiale og omkostningseffektivitet er blevet gennemført for følgende foranstaltninger

- mere brændstofeffektive personbiler
- mindre personbiler
- mere brændstofeffektive varebiler
- mere brændstofeffektive lastbiler
- mere brændstofeffektive traktorer i landbruget

Mere brændstofeffektive personbiler

Under denne foranstaltning arbejdes med 8 vægtklasser af benzinbiler og med kategorien dieslbiler. Der opstilles en hypotetisk bilbestand på godt 1.617.000 biler svarende til bestanden primo 1995. Bestanden er sammensat på vægtklasser svarende til salget i 1993 - 1994. Inden for hver vægtklasse er bestanden endelig sammensat på bilmodeller svarende til salget i disse år.

Analysen gennemføres herefter for en foranstaltning, hvor den hypotetiske bestand inden for hver vægtklasse erstattes med klassens mest brændstofeffektive.

Ved alene at foretage en udskiftning af bilerne inden for hver klasse sikres, at brugernes muligheder for at få dækket deres transportbehov ikke berøres fundamentalt. Der vil dog fortsat være en nyttemæssig ændring ved at skulle skifte bilmodel. Denne indgår i den velfærdsøkonomiske omkostningsberegning - jf. afsnit 5.4

Mindre personbiler

Der arbejdes under denne foranstaltning med den samme hypotetiske bilbestand som under den foregående. Foranstaltningen vedrører blot i dette tilfælde en udskiftning af de 22.000 tungeste benzinpersonbiler med det samme antal fra den næsttungeste vægtklasse og så fremdeles. Resultatet bliver 22.000 færre benzinbiler i den tungeste vægtklasse og det samme antal flere i den letteste. Sammensætningen på bilmodeller inden for hver vægtklasse holdes uændret.

Mere brændstofeffektive varebiler

Under denne foranstaltning arbejdes der med to vægtklasser inden for hhv. benzin- og dieseldrevne varebiler - altså i alt fire kategorier. Der opstilles en hypotetisk varebilbestand på godt 218.000 biler svarende til bestanden i 1995. Bestanden er sammensat på vægtklasser svarende til salget i 1994 - 1995. Inden for hver vægtklasse er bestanden endelig sammensat på bilmodeller svarende til salget i disse år.

Analysen gennemføres herefter for en foranstaltning, hvor den hypotetiske bestand inden for hver vægtklasse erstattes med klassens mest brændstoeffektive.

Mere brændstoeffektive lastbiler

Under denne foranstaltning arbejdes der med 30 totalvægtklasser af dieseldrevne lastbiler. Der opstilles en hypotetisk lastbilbestand på godt 38.000 biler svarende til bestanden i 1995. Bestanden er sammensat på vægtklasser svarende til salget i 1992 - 1995. Inden for hver vægtklasse er bestanden endelig sammensat på bilmodeller svarende til salget i disse år.

Analysen gennemføres herefter for en foranstaltning, hvor den hypotetiske bestand inden for hver vægtklasse erstattes med klassens mest brændstoeffektive.

Mere brændstoeffektive traktorer i landbruget

Under denne foranstaltning arbejdes der med 11 effektklasser af dieseldrevne traktorer. Der opstilles en hypotetisk traktorbestand på knapt 126.000 traktorer svarende til bestanden i landbrugssektoren i 1995. Bestanden er sammensat på effektklasser svarende til salget i 1994 - 1995. Inden for hver vægtklasse er bestanden endelig sammensat på traktormodeller svarende til salget i disse år.

Analysen gennemføres herefter for en foranstaltning, hvor den hypotetiske bestand inden for hver vægtklasse erstattes med klassens mest brændstoeffektive.

5.5.3 Reduktionspotentiale

De samlede CO₂-emissioner fra køretøjer og andre transportmidler i 1994 er vist i Tabel 5.12

CO₂-emissioner fra transporten

	Faktiske emissioner		Emissioner hypotetiske bestand
	1.000 ton	procent	
Personbiler	6.193	30	4.600
Varebiler	1.244	6	941
Lastbiler	2.681	13	2.652
Traktorer	911	4	2.000
Øvrig off road	1.114	5	
Jernbane	295	1	
Søfart	6.018	30	
Fly	2.209	11	
I alt	20.666	100	

Anm. De faktiske emissioner er opgjort i CORINAIR-databasen, mens de hypotetiske bestandes emissioner er beregnet.

Tabel 5.12: CO₂-emissioner fra køretøjer og andre transportmidler i 1994 samt emissioner fra de opstillede hypotetiske bestande

Emission fra de hypotetiske køretøjsbestande

Det fremgår af tabellen, at de køretøjer, som er omfattet af analysen, i 1994 gav anledning til ca. 53 pct. af de samlede CO₂-emissioner fra transportsektoren. Det er altså reduktionspotentialt for køretøjer, der forårsager godt halvdelen af denne sektors emissioner, som er omfattet af analysen.

I tabellen er der til sammenligning angivet de beregnede emissioner for de hypotetiske bestande af køretøjer, som danner udgangspunkt for beregningen af reduktionspotentialt. Når disse beregnede emissioner ikke svarer til de faktiske emissioner skyldes det primært to forhold. For det første består de hypotetiske bestande inden for hver vægt- eller effektklasse af nye mere brændstofeffektive køretøjer. Dette trækker i retning af færre emissioner. For det andet er der en tendens til, at de køretøjer, som aktuelt købes og dermed indgår i den hypotetiske bestand, er større end den faktiske bestands. Dette trækker i retning af flere emissioner. For person- og varebiler vejer det første forhold tungest, mens det omvendte gør sig gældende for traktorer. For lastbiler gør der sig yderligere det forhold gældende, at den hypotetiske bestands emissioner alene afspejler kørsel med sololastbiler, mens de faktiske emissioner også omfatter lastbilers kørsel med anhængervogne og motorforvognes kørsel med sættevogn. Som følge af dette forhold, vil den hypotetiske bestands emissioner isoleret set blive mindre end den faktiske bestands.

Reduktionspotentialt for hver foranstaltning opgøres ved først at beregne den hypotetiske bestands samlede emissioner og herfra trække bestandens samlede emissioner, efter at foranstaltningen er gennemført. Beregningen af disse totalemissioner, R_{CO_2} , sker i overensstemmelse med følgende generelle formel

$$R_{CO_2} = \sum_v N_v \cdot arb_v \cdot b_v \cdot e_v \quad \text{ton / år}$$

hvor

N_v = antallet af køretøjer i hver vægt- eller effektklasse

arb_v = det gennemsnitligt leverede arbejde pr. køretøj i hver vægt- eller effektklasse - måles i km eller kWh

b_v = muligheden for brændstofbesparelse inden for hver vægt- eller effektklasse ved at vælge det mest brændstofeffektive køretøj frem for det gennemsnitlige - måles i liter brændstof pr. udført arbejde

e_v = emissionsfaktoren for det relevante brændstof - måles i ton CO₂ pr. liter brændstof

Resultatet af beregningerne er sammenfattet i Tabel 5.13

Ton CO ₂ pr. År	Reduktionspotentiale	Reduktionsprocent
Mere brændstofeffektive personbiler	556.000	12
Mindre personbiler	31.600	1
Mere brændstofeffektive varebiler	57.600	6
Mere brændstofeffektive lastbiler	43.700	2
Mere brændstofeffektive traktorer	111.400	6

Tabel 5.13 Årligt reduktionspotentiale ved anvendelse af mere brændstofeffektive køretøjer

Det ses, at langt det største samlede reduktionspotentiale ved udnyttelse af allerede eksisterende teknologi ligger på personbilområdet. Reduktionsmulighederne på dette område repræsenterer også den procentvis største reduktion i forhold til den opstillede hypotetiske køretøjsbestands samlede emissioner.

5.5.4 Omkostningseffektivitet

De samfundsøkonomiske omkostninger ved at gennemføre de beskrevne foranstaltninger opgøres i overensstemmelse med følgende formler:

To typer af
opgørelsesmetoder

Faktorprismetoden

$$OMK_v = (p_M^e(v) - p_M^g(v)) \cdot ann_r^T \cdot arb_v + (b^e(v) - b^g(v)) \cdot (pb_M + pd_I)$$

hvor

OMK_v = omkostningerne ved inden for vægt- eller effektklassen v at udskifte det gennemsnitligt erhvervede køretøj med det mest brændstofeffektive

$p_M^e(v)$ = importprisen på det mest brændstofeffektive køretøj i vægt- eller effektklassen

$p_M^g(v)$ = den gennemsnitlige importpris på de aktuelt købte køretøjer i vægt- eller effektklassen

ann_r^T = annuitetsfaktoren for forrentning og afskrivning over en periode på T år med kalkulationsrenten r pct. - r er i analyserne sat til 5 pct.

arb_v = det af køretøjerne i vægt- eller effektklasse v udførte arbejde pr. år

$b^e(v)$ = brændstofforbruget pr. arbejdsenhed for det mest brændstofeffektive køretøj i vægt eller effektklassen

$b^g(v)$ = brændstofforbruget pr. arbejdsenhed for det gennemsnitligt erhvervede køretøj i vægt- eller effektklassen

pb_M = importprisen på brændstof

pd_I = indenlandske distributionsomkostninger for brændstof opgjort i faktorpriser

De samfundsøkonomiske omkostninger i følge faktorprismetoden opgøres altså som en sum af forskellen mellem køretøjernes annuierede anskaffelsesudgifter opgjort i importpriser og forskellen mellem køretøjernes årlige udgifter til brændstof opgjort i faktorpriser. De øvrige driftsudgifter antages at være upåvirket af køretøjsskiftet, og de indgår derfor ikke i omkostningsberegningerne.

Den velfærdsøkonomiske metode

$$VOMK_v = (p_M^e(v) - p_M^s(v)) \cdot 1,3 \cdot f_K^T(q, i) \cdot ann_I^T : arb_v + (b^e(v) - b^s(v)) \cdot (pb_M \cdot 1,3 + pd_I \cdot 1,2) \\ + (p_I^s(v) - p_I^e(v)) \cdot ann_I^T : arb_v + (b^s(v) - b^e(v)) \cdot pb_I$$

hvor

$VOMK_v$ = de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at skifte fra de aktuelt købte køretøjer i vægt- eller effektklasse v til den mest brændstofeffektive

$f_K^T(q, i)$ = forrentningsfaktoren på kapital for en periode på T år med en alternativ afkastrate før skat på q pct. og en kalkulationsrente på i pct. - q og i er i analyserne sat til hhv. 7 pct. og 3 pct.

$p_I^s(v)$ = den gennemsnitlige køberpris på de aktuelt købte biler i vægtklasse v

$p_I^e(v)$ = køberprisen på den mest brændstofeffektive bil i vægtklasse v

pb_I = indenlandsk køberpris på brændstof

Ved opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger efter den velfærdsøkonomiske metode korrigeres anskaffelses- og brændselsudgifterne med faktorerne 1,3 og 1,2 afhængigt af, om der er tale om valutaudgifter eller udgifter til indenlandsk producerede varer og tjenester. Der indarbejdes også en vurdering af nyttetabet ved at skulle skifte køretøj. Som indikator på værdien af dette tab benyttes forskellen i brugerens faktiske årlige udgifter til anskaffelse og brændstofforbrug for de forskellige køretøjer.

Med hensyn til den videre fortolkning og det teoretiske grundlag for formlerne henvises til kapitel 2 samt til bilagsrapporten.

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger pr. udført arbejde, OMK , kan herefter ved at gennemføre hver af de betragtede foranstaltninger beregnes som

$$OMK = \frac{\sum_v OMK_v \cdot N_v \cdot arb_v}{\sum_v N_v \cdot arb_v}$$

og de enkelte foranstaltningers omkostningseffektivitet, OMKEF, kan herefter beregnes som

$$OMKEF = \frac{OMK}{R_{CO_2}} = \frac{kr./udført arbejde}{CO_2 / udført arbejde} = \frac{kr.}{CO_2}$$

Resultater for transporten

Beregningen af omkostningseffektiviteterne er både gennemført med de i 1995 gældende brændstofpriser og de ifølge Energi21-planen antagne priser i 2005. Resultatet af beregningerne er sammenfattet i Tabel 5.14

Kr./ton CO ₂	Faktorpriser	Velfærdsøkonomi
1995-priser		
Mere brændstofeffektive personbiler	- 1.400	1.400
Mindre personbiler	- 10.700	18.000
Mere brændstofeffektive varebiler	-1.800	1.100
Mere brændstofeffektive lastbiler ¹	-	-
Mere brændstofeffektive traktorer	600	1.800
2005-priser		
Mere brændstofeffektive personbiler	-1.700	2.900
Mindre personbiler	-11.000	19.500
Mere brændstofeffektive varebiler	-2.000	2.200
Mere brændstofeffektive lastbiler ¹	-	-
Mere brændstofeffektive traktorer	400	2.800

Noter: 1. Det har ikke været muligt at gennemføre omkostningsberegningerne for lastbiler - der henvises til bilagsrapporten

Tabel 5.14 De forskellige foranstaltningers omkostningseffektivitet

Opgjort efter faktorprismetoden

Det fremgår af tabellen, at omkostningerne pr. CO₂-reduktion opgjort efter faktorprismetoden i alle tilfælde - bortset fra i traktortilfældet - er negative. Dette skyldes både, at der spares udgifter til brændstof, og at det mest brændstofeffektive køretøj inden for mange vægt- eller effektklasser er billigere end de køretøjer, som aktuelt købes. Den faktorprisopgjorte gevinst er størst ved at skifte til mindre personbiler. I traktortilfældet er der gennemgående meromkostninger forbundet med at anskaffe den mest brændstofeffektive traktor, og disse opvejer de sparede udgifter til brændstof. I alle tilfælde indebærer den højere pris på brændstof i 2005, at gevinsten ved at benytte mere brændstofeffektive køretøjer bliver større.

Opgjort efter den velfærdsøkonomiske metode

Omkostningerne pr. CO₂-reduktion opgjort efter den velfærdsøkonomiske metode er i alle tilfælde positive. Der er som omtalt i dette tilfælde også taget højde for brugernes nyttetab ved at skulle skifte køretøj. De velfærdsøkonomiske omkostninger er mindst ved at skifte til mere brændstofeffektive varebiler og størst ved at skifte til mindre personbiler. De opgjorte omkostninger i år 2005, hvor brændstofpriserne antages at være steget, er højere end i 1995. Dette skyldes, at køberpriserne på brændstof,

der indgår i værdien af nytteændringen, absolut set stiger mere end importpriserne, der indgår i opgørelsen af de sparede valutaudgifter.

Sammenfattende kan man sige, at ser man alene på ændringerne i anskaffelses- og driftsudgifterne ved at skifte til mere brændstoeffektive køretøjer - faktorprismetoden - bør man først skifte til mindre personbiler og sidst til mere brændstoeffektive traktorer. Tager man imidlertid også hensyn til nyttetabet ved at skulle skifte køretøj - den velfærdsøkonomiske metode - bør man først skifte til mere brændstoeffektive varebiler og sidst til mindre personbiler.

5.5.5 Sammenfatning

Sammenfattende for omkostningerne

Analysen af mulighederne for og omkostningerne ved at reducere CO₂-emissionerne gennem brug af mere brændstoeffektive køretøjer er begrænset til alene at omfatte de eksisterende teknologiske muligheder. De betragtede foranstaltninger vedrører således udskiftningen af bestande bestående af de aktuelt købte køretøjer med bestande bestående af de aktuelt mest brændstoeffektive køretøjer. Analyserne gennemføres som partielle analyser, hvor udskiftningen af køretøjerne forudsættes ikke at have konsekvenser for det af disse udførte arbejde.

Resultaterne af analyserne er sammenfattet i Tabel 5.15

	Reduktionspotentiale		Omkostningseffektivitet	
	absolut	procent	faktorpriser	velfærdsøkon.
Mere brændstoeffektive personbiler	56.000	12	-1400 - -1700	1400 - 2900
Mindre personbiler	31.600	1	-10700 - -11000	18000 - 19500
Mere brændstoeffektive varebiler	57.600	6	-1800 - -2000	1100 - 2200
Mere brændstoeffektive lastbiler ¹	43.700	2	-	-
Mere brændstoeffektive traktorer	111.400	6	400 - 600	1800 - 2800

Noter: ¹. Det har ikke været muligt at gennemføre omkostningsberegningerne for lastbiler - der henvises til bilagsrapporten

Tabel 5.15 Reduktionspotentiale og omkostningseffektivitet ved at skifte til mere brændstoeffektive køretøjer - Ton/år og kr./ton CO₂.

Det største reduktionspotentialer ligger på personbilområdet, og omkostningseffektiviteten ved at udnytte potentialer er i forhold til de andre foranstaltningmuligheder forholdsvis gunstig. Kun udskiftningen af varebilerne har en bedre omkostningseffektivitet; men til gengæld er reduktionspotentialer relativt beskedent. Udskiftningen til mere brændstof-effektive traktorer står dårligere i omkostningsmæssig henseende end disse to muligheder. Det absolutte reduktionspotentialer herved er større end for varebilerne; men relativt set på niveau hermed. Reduktionspotentialer ved skift til mindre personbiler og mere brændstofeffektive lastbiler er beskedent, og tager man hensyn til nyttetabet ved at skulle benytte mindre personbiler, må denne mulighed fra et omkostningsmæssigt synspunkt betragtes som den dårligste af de analyserede foranstaltninger.

5.6 Anvendelse af biobrændstoffer

5.6.1 Beskrivelse af teknologien

Ved anvendelse af biobrændsler i transportsektoren vil emissionen af drivhusgasser fra transportsektoren kunne nedsættes betydeligt. De væsentligste biobrændsler, der kan fremstilles ud fra biomasse er følgende:

- Ethanol og ethanolbaseret oxygenat (ETBE)
- Metanol og metanolbaseret oxygenat (MTBE)
- Rapsolie og rapsoliemetylester (RME)
- Syntetisk benzin eller diesel via forgasning
- Pyrolyseolier

Fremstilling af biobrændstoffer

Fremstillingen af ethanol samt rapsolie og rapsoliemetylester (RME) er kendt teknologi i dag og analyseres derfor i det følgende. Fremstilling af syntetisk benzin eller diesel via forgasning eller pyrolyse er endnu ikke veludviklet, og data er ikke tilgængelige for disse processer til transportformål. Metanol er giftigt, og anvendelsen af metanol som biobrændsel vil derfor kræve, at der indføres foranstaltninger i hele forsyningssystemet for at undgå fordampning, specielt ved håndtering, hvor der er mulighed for indånding. Metanol er derfor ikke medtaget her.

Både rapsoliemetylester (RME) og ethanol kan anvendes som ublandet drivmiddel og som tilsætning til benzin eller diesel. For at ethanol kan anvendes som ublandet drivmiddel kræves imidlertid en større ombygning af motoren, hvilket vil medføre større omkostninger ved anvendelsen af ethanol. Det er derfor valgt kun at betragte ethanol iblandet benzin. Iblanding kræver imidlertid særlige standere og tankp på benzinstationerne, hvilket der ikke er taget højde for i de økonomiske beregninger.

Hvor store mængder ethanol, der kan tilsættes benzinen, uden at der kræves en ændring af motoren, afhænger af, hvad bilernes styringssystem for luftblanding og tænding kan klare. Erfaringer fra USA har vist at der maksimalt kan tilsættes 15% ethanol uden der kommer problemer med koldstarter o.lign., og det er derfor valgt at tilsætte 15% ethanol til benzinen for at opnå den største drivhusgasreduktion.

Rapsolie kan anvendes som ublandet drivmiddel, men dette forudsætter motortekniske indgreb. Dele, der er udarbejdet i kunststof, kan blive angrebet, hvis de kommer i berøring med rapsolien, og disse skal derfor udskiftes med mere modstandsdygtige dele. RME kan derimod umiddelbart anvendes som ublandet drivmiddel i en dieselmotor. For at opnå den største drivhusgasreduktion analyseres RME i det følgende som erstatningsdrivmiddel for diesel.

5.6.2 Teknologidata og beregningsresultater

Ethanol

Ethanol kan fremstilles ud fra biomasse indeholdende lignocellulose, eksempelvis halm, træ, og flerårige afgrøder såsom pil og elefantgræs. Derudover kan ethanol fremstilles ud fra etårige energiafgrøder med et stort indhold af kulhydrat såsom korn, kartofler, roer, kløvergræs, lucerne og halm. Energiafgrøderne kan dyrkes på braklagte marker, da det på sådanne arealer er tilladt at dyrke non-food afgrøder. Teknologien til fremstilling af ethanol er i dag på et fuldt udviklet teknologisk niveau. Ved produktion ud fra energiafgrøder fremstilles tillige et protein- og fiberholdigt foder som restprodukter, der har en betydelig salgsværdi. Samtidig arbejdes der med nye processer, hvor såvel kerner som halmfraktionen kan udnyttes til ethanol fremstilling. Processen, den såkaldte SSF-proces (Simultaneous Sacharification and Fermentation), forventes at give et meget højt produktudbytte og et lavt omkostning/produkt forhold (*Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut m.fl., 1992*). Teknikken er dog endnu ikke kommerciel.

RME

Rapsolie fremstilles på basis af rapsfrø, der har et stort olieindhold. Rapsoliemetylester (RME) fremstilles ud fra råolien. Teknologierne til fremstilling af rapsolie er kendt teknologi, der anvendes kommercielt i udlandet. Der vil ved processen også blive produceret glycerin, der er en vigtig kemisk råvare til farmaceutiske produkter.

Omkostningerne ved produktion af biobrændsler er afhængig af produktionsanlægget samt prisen på dyrkning og forarbejdning af biomassen. Derudover indgår salgsværdien af de biprodukter, der fremkommer ved produktionen, samt værdien af den mængde fossilt brændsel, der spares til produktion af kraftvarme og biprodukter.

Produktionsomkostningerne for fremstilling af ethanol og RME fremgår af Tabel 5.16.

	Ethanol		RME
	Konventionel	SSF	
Produktionsomkostninger (kr/ha)	12510	12430	8070
• Dyrkning	6770	5790	6090
• Proces	5130	6640	1500
• Produktion af KV	610	0	480
Salg af biprodukt (kr/ha)	2470	0	2130
Sparet fossilt brændsel (kr/ha)	580	0	460
Biobrændsel output (liter/ha)	2350	4050	999
Nettoomkostninger ialt (kr/liter)	4,03	3,07	5,49

Tabel 5.16 Produktionsomkostninger for ethanol og raps (Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, 1996)

Forudsætninger og hovedresultater

Tabel 5.17 viser de væsentligste forudsætninger og hovedresultater for analysen af biobrændstoffer.

	Ethanol/Benzin		Biodiesel(RME)	
	(konv)	(SSF)	(personbil)	(lastvogn)
Fossilt brændstofbehov	1 liter		1 liter	
Substitueret fossilt brændsel	0,15 liter		1 liter	
Biobrændselsbehov	0,18 liter		1,05 liter	
Fossilt brændsel pris	1,32 kr./l		1,41 kr./l	
	(konv)	(SSF)	(personbil)	(lastvogn)
Produktionspris, biobrændsel	4,03 kr./l	3,07 kr./l	5,49 kr./l	5,49 kr./l
Reduktionsomkostninger				
• kr./ton CO ₂	1484	1000	1640	1640

Tabel 5.17 Reduktionsomkostninger

Prisen pr. liter fossilt brændsel er angivet uden distributionsomkostninger, da disse må forventes at være de samme for såvel benzin og diesel som for blandingsprodukterne.

I tabellen er der taget hensyn til den energi, der medgår til dyrkning og produktion af biobrændsler samt den energi, der erstattes ved produktion af biprodukterne som rapskage, glycerin og proteinfoder. Disse produkter skulle ellers produceres med anvendelse af fossilt brændsel.

Ved såvel produktionen af RME ud fra vinterraps som ved den konventionelle ethanolproces kan den resterende halm benyttes til kraftvarme. CO₂ fortrængningen ved dette er også medtaget i tabellen.

5.6.3 Potentiale

Potentialet for udnyttelse af biobrændsler i transportsektoren afhænger bl.a. af potentialet for anvendelsen af braklagte arealer til non-food produktion. Det samlede biomassepotentiale til non-food produktion og halm fremgår af Tabel 5.18. Tabellen viser det forventede biomassepotentiale på kort sigt og på langt sigt.

	Kort sigt (2000/2005)	Langt sigt (2015/2025)
Non-food potentiale i ha	150.000	300.000
Non-food potentiale i PJ	19-29	51-81
• Enårige	10-15	
• Flerårige	9-14	
Gns. udbytte pr. ha i GJ		
• Enårige	130-201	170-270
• Flerårige	126-180	
Halm potentiale i PJ	34-42	28-40
Reelt halm potentiale i PJ*	24-32	18-30

* Reelt halm potentiale er det halmpotentiale, der er tilbage, når der er taget hensyn til elværksaftalen.

Tabel 5.18 Biomassepotentiale og aktuelt forbrug (PJ/år) (Statens Jordbrugs- og Fiskeri-økonomiske Institut, 1996)

Det fremtidige potentiale er beregnet ud fra en gennemsnitlig årlig udbyttetigning på 1,5% for såvel enårige som flerårige afgrøder (*Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, 1996*.) Udbyttepotentialet er beregnet under forudsætning af, at halvdelen af arealet udlægges til enårige afgrøder og halvdelen udlægges til flerårige afgrøder, samt at der er en ligelig fordeling mellem sand- og lerjord.

5.6.4 Følsomhedsberegninger

Lattergasemission

Et forhold, der har afgørende betydning for reduktionsomkostningerne for drivhusgasser, er om emissionen af lattergas medtages, og i givet fald hvor stor emissionen er. Ved dyrkning af biomasse til biobrændslerne tilføres jorden kvælstof, der frigives som lattergas (N_2O) ved dyrkningen. Denne emission er direkte knyttet til biobrændslerne, omend den ikke udsendes ved forbrændingen af biobrændslerne, men allerede udsendes under dyrkningen. Hvor stor en mængde N_2O , der frigøres fra den ved gødning tilførte kvælstofmængde, er vanskeligt at opgøre. Udenlandske undersøgelser anfører værdier mellem 0 og 5% af den tilførte kvælstofmængde, men det er i mange af undersøgelserne uklart hvor stor en del af N_2O emissionen, der kommer fra gødningen, og hvor stor en del der skyldes den naturlige baggrundsemission (*Energistyrelsen m.fl., 1993*). Der er her foretaget beregninger med en emission af lattergas på såvel 1% som 3% for at påvise den resulterende drivhusgasemission.

	Ethanol/Benzin		Biodiesel(RME)	
Fossilt brændstofbehov	1 liter		1 liter	
Substitueret fossilt brændsel	0,15 liter		1 liter	
Biobrændselsbehov	0,18 liter		1,05 liter	
Fossilt brændsel pris	1,32 kr./l		1,41 kr./l	
	(konv)	(SSF)	(personbil)	(lastvogn)
Produktionspris, biobrændsel	4,03 kr./l	3,07 kr./l	5,49 kr./l	5,49 kr./l
Drivhusgasreduktion (kg/l)				
• CO ₂	0,3548	0,3548	2,6492	2,6492
• CO ₂ ækv. (1%)	0,7938	0,8181	1,8465	1,9352
• CO ₂ ækv. (3%)	0,6762	0,7503	0,0676	0,1563
Reduktionsomkostninger				
• kr./ton CO ₂	1484	1000	1640	1640
• kr./ton CO ₂ ækv. (1%)	1730	1080	2064	2070
• kr./ton CO ₂ ækv. (3%)	2820	1362	4632	4662

Tabel 5.19 Reduktionsomkostninger for drivhusgasser

Det ses af tabellen, at det for biobrændsels vedkommende er væsentligt at inddrage den emission af lattergas, der fremkommer ved gødning af jorden. Det har stor betydning hvor stor en mængde af kvælstofgødningen, der omsættes til lattergas. For biodiesels vedkommende betyder det således over en fordobling i reduktionsomkostningerne, hvis det antages, at 3% i stedet for 1% af gødningen omdannes til lattergas.

Produktionsomkostninger for biobrændstof

Der er i produktionsomkostningerne for biobrændslerne medtaget følgende:

- Omkostninger i forbindelse med dyrkning af biomasse
- Procesomkostninger til omdannelse af biomasse til biobrændsel
- Sparede omkostninger til produktion af kraftvarme
- Salg af biprodukt (kr/ha)

Både ved produktionen af RME samt ved den konventionelle ethanolproces kan den resterende halm benyttes til kraftvarme. Værdien af dette er medtaget i produktionsomkostningerne. På kort sigt vil det sandsynligvis ikke kunne påregnes at anvende halmen til produktion af kraftvarme som direkte substitution for kul, men på længere sigt må teknologien forventes at være veludviklet.

Ligeledes er der i produktionsomkostningerne medtaget salg af biprodukterne rapskage, glycerin og proteinfoder.

Omkostnings- og emissionsopgørelserne omfatter som nævnt den på resthalmen baserede kraftvarmeproduktion, der erstatter anden kraftvarmeproduktion.

Ses der bort fra dette forhold samt fra værdien af de øvrige biprodukter, fås følgende omkostninger og emissionsreduktioner:

	Ethanol (konv.)	Ethanol (SSF)	RME
Produktionsomkostninger (excl. kraftvarme og biprodukter)	5,06 kr/l	3,07 kr/l	7,60 kr/l
CO ₂ reduktion (excl. kraftvarme og biprodukter)	0,35 kg/l	0,35 kg/l	2,64 kg/l
CO ₂ reduktionspris	2015 kr/ton CO ₂	1000 kr/ton CO ₂	2520 kr/ton CO ₂

Da der hverken fremkommer biprodukter eller halm til kraftvarmeproduktion ved SSF processen (halmen benyttes netop her til videreproduktion af ethanol), har disse forhold ingen betydning for reduktionsomkostningerne ved SSF processen. Til gengæld stiger CO₂ reduktionsprisen ved den konventionelle ethanolproces 35%, mens CO₂ reduktionsprisen for RME stiger 53%.

Endelig har substitutionsfaktoren betydning for CO₂ reduktionen, idet værdien af den substituerede fossile energi og dermed CO₂ fortrængningen afhænger af denne faktor. Ved anvendelse af ethanol i stedet for benzin kan substitutionsforholdet variere mellem 1,2 og 0,9, afhængigt af hvorledes ethanolen anvendes. Der er i analysen anvendt en substitutionsfaktor på 1,15 for ethanol og 1,15 for biodiesel, dvs. 1 liter dieselolie substitueres af 1,05 liter RME. Sættes denne faktor ned vil reduktionsomkostningerne blive mindre.

5.6.5 Sammenfatning

De samlede resultater for CO₂ reduktionsomkostningerne ved anvendelse af biobrændstoffer som hel eller delvis erstatning for fossile brændstoffer er vist i Tabel 5.20. Tabellen viser kun omkostningerne for et fremtidigt eksempel, da biobrændstoffer endnu ikke benyttes. Det er antaget at fremstillingen af ethanol foregår på basis af SSF metoden, der udnytter biomassen bedre. Ved beregningen af CO₂ reduktionsomkostningerne er der også taget hensyn til lattergasemissionen ved dyrkningen af biomasse. Der er her regnet med 3% omdannelse af kvælstof til lattergas.

CO₂ reduktionsomkostningerne er beregnet såvel efter faktorprismetoden som efter den velfærdsøkonomiske metode, og er angivet med de i Energi21 anvendte energipriser og med konstante 1995-priser.

	Reduktionsomkostning Kr/ton CO ₂ reduceret	
	Faktorprismetoden	Velfærdsøkonomisk metode
<i>Fremtid</i>		
15 % ethanoltilsætning i benzin		
• E21 energipriser	1362	2457
• konstante priser (1995)	1670	2856
Erstatning af diesel med RME		
• E21 energipriser	4632	6743
• konstante priser (1995)	5264	7565

Tabel 5.20 Reduktionsomkostninger ved anvendelse af biobrændstoffer

5.7 Udnyttelse af lossepladsgas

5.7.1 Beskrivelse af teknologien

Udnyttelse af lossepladsgas til energiformål

Indvinding af biogas fra lossepladser har været kendt siden midten af halvfjerdserne, hvor de første anlæg blev bygget i USA. Siden da er der bygget mere end 400 anlæg globalt, heraf mere end 100 i USA. I Storbritanien har lossepladsgas-anlæg været en af de succesrige teknologier støttet af NFFO (Non-Fossil Fuel Obligation), som er en ordning, der bl.a. støtter vedvarende energiteknologiers udvikling mod kommerciel bæredygtighed. Under denne ordning er der indtil nu etableret 60 anlæg, der ialt er på mere end 80 MW.

I Danmark er der bygget nogle få indvindingsanlæg på lossepladser siden midten af firserne, og der er i dag 12 anlæg i drift og mindst 3 planlagt (se landkort). Det hidtil mindste anlæg blev indviet på Dybdal losseplads i Vojens i Juni 1995 (Skøtt, 1995). På denne losseplads regner man med at der er deponeret omkring 380.000 m³ affald, hvilket svarer til ca 260.000 tons affald. Her leverer otte borer 0.7 mill. m³ gas om året, der bliver udnyttet af en gasmotor og elgenerator anbragt i en teknikcontainer.

Et lossepladsgasanlæg består af følgende hovedbestanddele:

Indvindingsanlæg, som består af gasboringer og gasdræn, som er tilkoblet sugeledninger, der transporterer gassen til en pumpestation.

Pumpestation. Dennes opgave er at suge gassen væk fra lossepladsen gennem indvindings-anlægget og derefter trykke det ud i en evt. transmissionsledning. Pumpestationen indeholder i store træk manifold, gasfilter, gaspumpe, flammefilter, flowmålere, registrerings- og sikkerhedsudstyr.

Transmissionsledning. Fra pumpestationen kan gassen trykkes ud i en transmissionsledning, der fører gassen til udnyttelsesanlægget.

Udnyttelsesanlæg kan være gasmotorer, gasturbiner og kedler. Lossepladsgas kan også renses til naturgaskvalitet og sælges til naturgasselskaberne. Dette er dog forbundet med store omkostninger. Endelig kan gassen afbrændes i en fakkel, dette er en mulighed for de små og gamle lossepladser omtalt i næste afsnit.

For et anlæg som beskrevet ovenfor vil udvindingsgraden typisk være omkring 30%. Dvs at 30% af den metan der produceres i lossepladsen udvindes. Udvindingsgraden kan øges til 70%, hvis der yderligere udlægges en membran på lossepladsen. I denne rapport er der foretaget drivhusgasreduktions beregninger på begge disse typer anlæg.

Andre drivhusgasemissions reduktionsmuligheder

I de sidste 30-40 år er der deponeret affald på et stort antal mindre lossepladser, men det er kun inden for de seneste 15-20 år, at store regional lossepladser blev almindelige. For de nævnte små og gamle lossepladser vil en egentlig udnyttelse af gassen nok ikke være realistisk. Med en henfaldstid på 10 år er udslippet fra affald, der har været deponeret i 40 år, faldet til 5.8% af dets samlede udslip.

På de gamle lossepladser kan man vælge en *aktiv* løsning, hvor gassen opsamles og afbrændes til CO₂. Der er også en *passiv* løsning, hvor de metanoxiderende (metanotropiske) bakterier, som er fundet ved flere lossepladser stimuleres ved teknologiske tiltag. Her kræves dog en betydelig bedre forståelse for, hvad der styrer gasudslippet fra lossepladser. Derfor er der kun foretaget en beregning på den aktive løsning.

5.7.2 Teknologidata og beregningsresultater

De to nedenfor omtalte beregninger med energiudnyttelse af gassen er for lossepladser med en deponeret affaldsmængde omkring 500,000 tons. Beregningsresultaterne er gyldige for lossepladser over 200,000 tons. Den installerede gasmotors elektriske effektivitet er sat til 39%. Yderligere 50% af energien omdannes til fjernvarme, således at den samlede effektivitet er 89%. Den årlige driftstid er på omkring 8000 timer. I den anden beregning er der inkluderet en membran der øger udvindinggraden fra 30% til 70. Der regnes med et metanindhold i gassen på 48% og at 1 m³ affald vejer 0.7 tons.

På basis af oplysninger om omkostninger for 11 eksisterende lossepladsgasanlæg på pladser med over 200,000 tons deponeret affald (Willumsen, 1996) er investeringen pr. installeret kW eleffekt beregnet til at ligge i intervallet 14-33 kkr/kW. I beregningerne er 30 kkr/kW benyttet. I Tabel 5.21 opsummeres beregningsresultaterne (de samlede beregninger findes i appendix). Det er antaget, at der etableres anlæg på de nedenfor omtalte 102

lossepladser inden år 2005. Reduktionen i metanudslip er beregning ud fra oplysningerne i forrige afsnit. De er herefter multipliceret med det 100 årige Global Warming Potential (GWP) på 24.5 for at beregne hvor stor en CO₂ reduktion dette svarer til.

Anlæggene på de store pladser er sammenlignet med en reference med præcis samme leverance af el og varme fra et decentralt gasmotor anlæg fyret med naturgas. Data for dette anlæg ses i beregningsarkene i appendix.

For de store lossepladser stiger reduktionsomkostningen fra 15 til 237 kr/ton CO₂ når indvindingsgraden øges fra 30% til 70% ved hjælp af en ler/bentonit membran. For de små pladser, hvor gassen afbrændes i en fakkell, er 30% reduktion lidt dyrere end på de store pladser. Den er til gengæld billigere ved en 70% reduktion.

30% reduktion	Lossepladstype		Ialt
	<200,000 t	>200,000 t	
Reduktion (kt CH ₄)	1.1	21.7	22.8
Reduktion (kt CO ₂ eq.)	27.9	531.4	559.3
Cost (kr/ton CO ₂)	162	15	
70% reduktion	Lossepladstype		Ialt
	<200,000 t	>200,000 t	
Reduktion (kt CH ₄)	2.7	50.6	53.3
Reduktion (kt CO ₂ eq.)	65.2	1239.9	1305.1
Cost (kr/ton CO ₂)	251	237	

Tabel 5.21 Omkostninger og potentiale for reduktion af CH₄ emissioner fra lossepladser

5.7.3 Potentiale

Når det organiske materiale, der er deponeret på lossepladser, nedbrydes sker det under iltfattige (anaerobe) forhold. Under denne proces produceres drivhusgassen metan. Motivationen for at reducere metanudslippet fra lossepladser stammer dog ikke udelukkende fra metangassens drivhuseffekt. Interessen for lossepladser er steget i de sidste år efter nogle ulykker som skyldes eksplosioner af metan i huse beliggende nær ved lossepladser. Den 24. marts 1986 blev en bungalow i Loscoe, Derbyshire, England således totalt ødelagt af en metangas eksplosion. De tre beboere blev alvorligt såret men slap med livet i behold. Metanen stammede fra en losseplads 70 m fra huset. Den 21. marts 1991 skete der en eksplosion i et hus i Skellingsted, Tornved Kommune, hvor husets to beboere døde. Årsagen til eksplosionen var, at metangas, stammende fra en gammel losseplads, som omgav huset på 3 sider, var trængt ind i huset, hvor den blev antændt. Begge ulykker fulgte efter et kraftigt regnvejr kombineret med lavtryk. Nyere undersøgelser har vist at emissioner fra lossepladser og lavtryk er tæt korrelerede. Efter denne ulykke startede amter og kommuner i Danmark undersøgelser og evalueringer af emissioner fra lossepladser (Dansk Amtvandsforening, 1994).

Pladser for placering af lossepladsgasanlæg

For at skabe et estimat over potentialet for lossepladsgasanlæg i Danmark benyttes en analyse udarbejdet af Hedeselskabet (Willumsen, 1995). Her er kun lossepladser, som er etableret efter 1970, medregnet. Pladser, der kun har modtaget ikke-organisk affald såsom slagger og flyveaske, er heller ikke medtaget. Det drejer sig om ialt 102 lossepladser etableret indtil 1993, som fordeler sig på følgende måde:

21 pladser med affaldsmængder < 200.000 tons (2.4 millioner tons deponeret)

32 pladser med affaldsmængder 200.000 - 500.000 tons (9.0 millioner tons deponeret)

49 pladser med affaldsmængder > 500.000 tons (36.1 millioner tons deponeret)

På disse pladser er der i perioden 1970-1994 deponeret ialt 47.5 Mt affald, størstedelen heraf på store lossepladser.

Reduktionspotentiale

Den totale mængde affald, der er deponeret på danske lossepladser siden 1960, er ca. 76 millioner tons¹⁴ (aske og slagger ikke medregnet). Heraf udgør affaldet på de 102 pladser således ca. 70%. Dette indebærer, at de 102 undersøgte pladser ialt udsender ca. 70% (eller 53.3 kt metan) af de 76.1 kt metan der i 1996 udsendes fra danske lossepladser. Heraf udsendes kun 3.8 kt fra pladserne under 200,000 tons. Ved at etablere lossepladsgasanlæg på disse 102 pladser kan emissionen af metan således reduceres med henholdsvis 37.3 kt CH₄ eller 16.0 CH₄ afhængig af om man vælger typer med eller uden membran, hvorved emission som nævnt reduceres med henholdsvis 70% og 30%.

5.7.4 Sammenfatning

De samlede CO₂ reduktionsomkostninger for lossepladsgas anlæg er vist i Tabel 5.22 og Tabel 5.23. Resultatet er angivet for såvel faktorprismetoden som den velfærdsøkonomiske metode. I Tabel 5.22 benyttes de i Energi21 anvendte priser og i Tabel 5.23 konstante 1995-energipriser. For de store lossepladser er beregningen af CO₂-reduktionsomkostningerne baseret på en reference bestående af decentrale gasmotor kraftvarmeanlæg, hvorimod referencen for de små lossepladser er ikke at gøre noget. I beregningen med E21 energi priser er energi prisen år 2000 og 10 år frem anvendt idet dette giver et gennemsnit for de 100 anlæg der antages bygget i perioden frem til år 2005.

E21 energi priser	Reduktionsomkostninger Kr./ton CO2 reduceret	
	Faktorprismetoden	Velfærdsøkonomisk metode
30% reduktion		
>200,000 t	15	51
<200,000 t	162	176
70% reduktion		
>200,000 t	237	424
<200,000 t	251	375

Tabel 5.22 Reduktionsomkostninger ved lossepladsanlæg ved E21 energi priser

¹⁴ Jvf. Table 3 i afsnittet om lossepladsgas i bilaget.

Konstante energipriser	Reduktionsomkostninger Kr./ton CO2 reduceret	
	Faktorprismetoden	Velfærdsøkonomisk metode
30% reduktion		
>200,000 t	39	82
<200,000 t	162	176
70% reduktion		
>200,000 t	261	455
<200,000 t	251	375

Tabel 5.23 Reduktionsomkostninger ved lossepladsanlæg ved konstante energipriser

6. Sammenstilling af tværsektorielle resultater

I de følgende to afsnit sammenlignes de opnåede sektor-resultater. Med udgangspunkt i den samlede reference for emissionen af de direkte drivhusgasser foretages i afsnit 6.1 en sammenligning, hvor de i denne rapport analyserede tiltag sammen med den dekomponerede omkostningskurve for Energi21-planen indpasses i en samlet reduktionsomkostningskurve. For de her analyserede tiltag er indpasningen foretaget med de fundne (partielle) reduktionsomkostninger sammenkoblet med et skønnet potentiale for drivhusgasreduktion frem til år 2005. På denne måde opnås et samlet overblik over, hvorledes de her analyserede tiltag kan bidrage til den samlede drivhusgas-reduktion.

Den samlede reduktionsomkostningskurve for drivhusgasser kan kun opstilles i faktorpriser. Efterfølgende er der derfor udarbejdet en sammenligning af de enkelte tiltags reduktionsomkostninger beregnet v.h.a. den velfærdsøkonomiske metode.

6.1 Opstilling af samlet reduktionsomkostningskurve for drivhusgasser

I dette afsnit er der opstillet et eksempel på en samlet omkostningskurve for reduktionen af de direkte drivhusgasser for år 2005. Kurven er opstillet under følgende forudsætninger:

*Forudsætninger for
reduktionsomkostnings-
kurven*

- Referencen er opstillet ud fra den i afsnit 3.4 viste fremskrivning for alle drivhusgasser, baseret på udviklingen i de enkelte sektorer.
- De fra Energi21-planen dekomponerede tiltag er indlagt i forhold til ovennævnte reference under den forudsætning, at disse tiltag ikke kun reducerer CO₂-emissionen, men også reducerer udslippet af andre energi-relaterede drivhusgasser proportionalt hermed¹⁵.
- De i denne rapport analyserede tiltag er indlagt i reduktionsomkostningskurven under anvendelse af de beregnede reduktionsomkostninger¹⁶, og et skønnet potentiale for realiseringen af disse tiltag frem til år 2005.

¹⁵ For energi udgør andelen af andre drivhusgasser end CO₂ godt 2% i 1994. Forudsætningen har derfor ikke nogen væsentlig indflydelse på resultaterne i denne analyse.

¹⁶ Det er således partielle omkostninger, der indflettes i reduktionsomkostningskurven. Dette betyder, at denne reduktionsomkostningskurve ikke længere indeholder de samlede systemomkostninger, som tilfældet var med Energi21-omkostningskurven.

- Reduktionsomkostningskurven er baseret på de i Energi21 antagne udviklinger for energipriser og makroøkonomi.

Eksempel på reduktion

For de enkelte tiltag er følgende forudsætninger lagt til grund for de skønnede reduktionsmuligheder

- For havmøller er der forudsat en yderligere udbygning med 400 MW ud over de i Energi21 antagne 300 MW havmøller i år 2005.
- Et af de eksisterende nyere elværker (270 MW) udbygges med mulighed for CO₂ udskillelse og efterfølgende lagring.
- Det antages, at der bygges i alt 100 biogasfællesanlæg frem til år 2005, hvilket svarer til en metanreduktion på ca. 0,7 mill. tons CO₂-ækvivalent pr. år.
- For transporten antages det, at 50% af de opgjorte potentialer realiseres i år 2005. Dette gælder for såvel mere brændstofeffektive biler og traktorer, som for overgang til mindre personbiler.
- Der omlægges ca. 5,3 PJ af det samlede transportbrændstofforbrug til biobrændstoffer, svarende til ca 12 PJ biomasse eller 75.000 ha.
- Det antages, at der bygges godt 100 anlæg for lossepladsgas, samt at halvdelen af disse etableres med membran.

Det skal understreges, at ovennævnte realisering af reduktionstiltag er opstillet som et tænkt eksempel, og der er ikke taget stilling til praktiske og politiske muligheder for at føre de nævnte muligheder ud i livet.

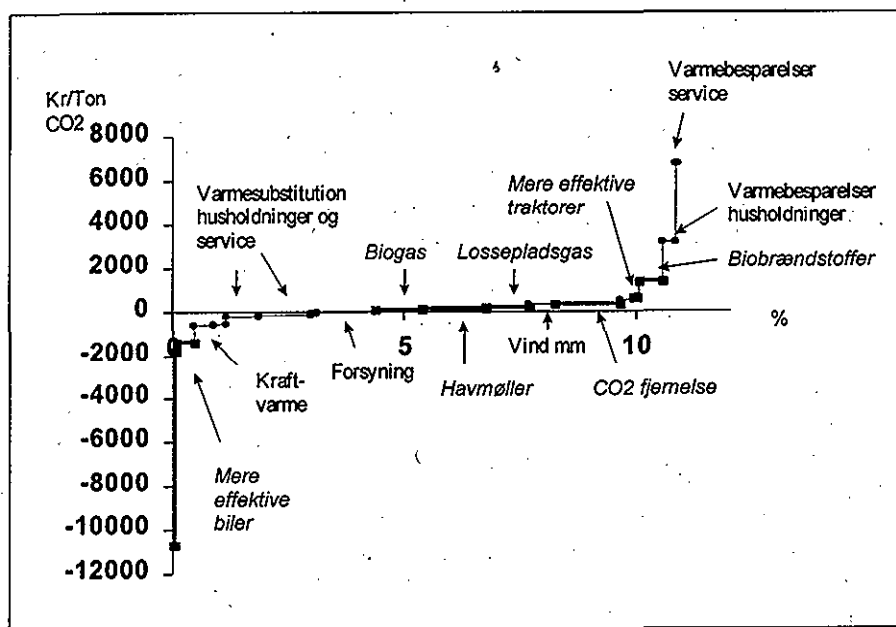
Resultatet er vist på Figur 6.1. Bemærk at i figuren er de i denne rapport analyserede tiltag vist med tykt optrukne streger og skråskrift.

I den i afsnit 3.4 viste reference opnås i 2005 en reduktion af de direkte drivhusgasser på ialt 10,1% i forhold til 1988. I dette beregningseksempel for mulige reduktionstiltag opnås en yderligere drivhusgasreduktion på 10,8% i forhold til 1988¹⁷. Vurderet på de samlede drivhusgasser opnås alene via tiltagene i Energi21-planen en reduktion på godt 5%¹⁸. Bemærk dog, at de analyserede tiltag repræsenterer nogle muligheder, men at det ikke har været hensigten med dette projekt, at vurdere om det er realistisk at

¹⁷ Udenrigstransporten er ikke medregnet. Endvidere er effekten af Transporthandlingsplanen ikke medtaget, da der ikke er udregnet omkostninger for denne reduktion.

¹⁸ Eksklusiv reduktioner i transport-emissionen. Realiseres målsætningen i Transporthandlingsplanen om en stabilisering af emissionen i 2005 på 1988 niveau'et, opnås en samlet reduktion på ca. 7,5% i forhold til 1988 (eksklusiv udenrigstransport).

implementere disse tiltag, og heller ikke i hvilket omfang det kan lade sig gøre.



Figur 6.1 Eksempel på reduktionsomkostningskurve for de direkte drivhusgasser, inkluderende de analyserede tiltag

Kommentarer til resultaterne

Følgende kommentarer kan knyttes til den opstillede reduktionsomkostningskurve:

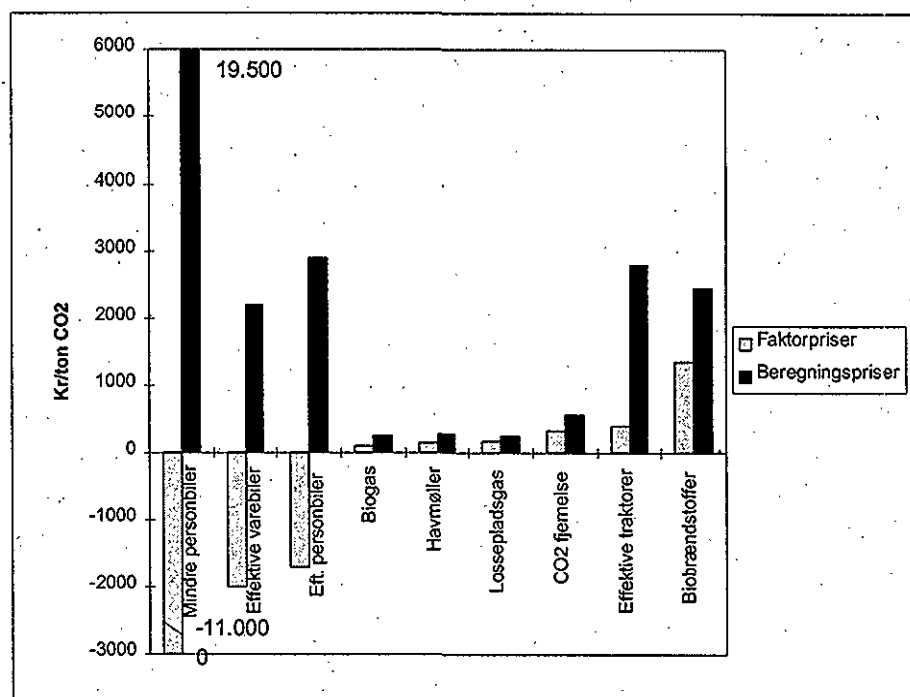
- En række tiltag er identificeret i "mellem-pris" lejet - eksempelvis havmøller, biogas, lossepladsgas og CO₂-fjernelse. Anvendt som skitseret i eksemplet kan disse tiltag tilsammen medføre en reduktion på godt 4% i forhold til 1988. En anvendelse af disse tiltag kan eventuelt give mulighed for at udfase visse af de dyrere tiltag (varmebesparelser). Der skal dog mere detaljerede systemanalyser til at afgøre dette.
- Transporttiltagene i analysen har en lidt anden karakter end de øvrige tiltag, da de implicerer adfærdssændringer hos forbrugerne. At opgøre disse tiltag efter faktorprismetoden er derfor ikke fyldestgørende¹⁹. Anvendt som skitseret i eksemplet kan disse transporttiltag tilsammen medføre en reduktion på godt 0,5% i forhold til 1988.

Sammenfattende synes der således at eksistere en række teknologiske tiltag, der med hensyn til reduktionsomkostninger er placeret i "mellem-pris" lejet. Det er muligt, at det kan være svært eller endog umuligt at implementere disse tiltag inden for det relativt korte tidsspand frem til år 2005. På det lidt længere sigt kan det dog være særdeles relevant at overveje at anvende tiltagene, måske også i større omfang end vist her.

¹⁹ Se det efterfølgende afsnit, hvor de analyserede tiltag sammenlignes opgjort efter den velfærdsøkonomiske metode.

6.2 Sammenligning af de analyserede tiltag

Som nævnt har det ikke været muligt at opstille den samlede reduktionsomkostningskurve opgjort i velfærdsøkonomiske beregningspriser. I dette afsnit foretages derfor en partiel sammenligning af de i rapporten analyserede tiltag, opgjort i såvel faktor- som beregningspriser. Dette er specielt vigtigt for en sammenligning af transporttiltagene med de øvrige tiltag.



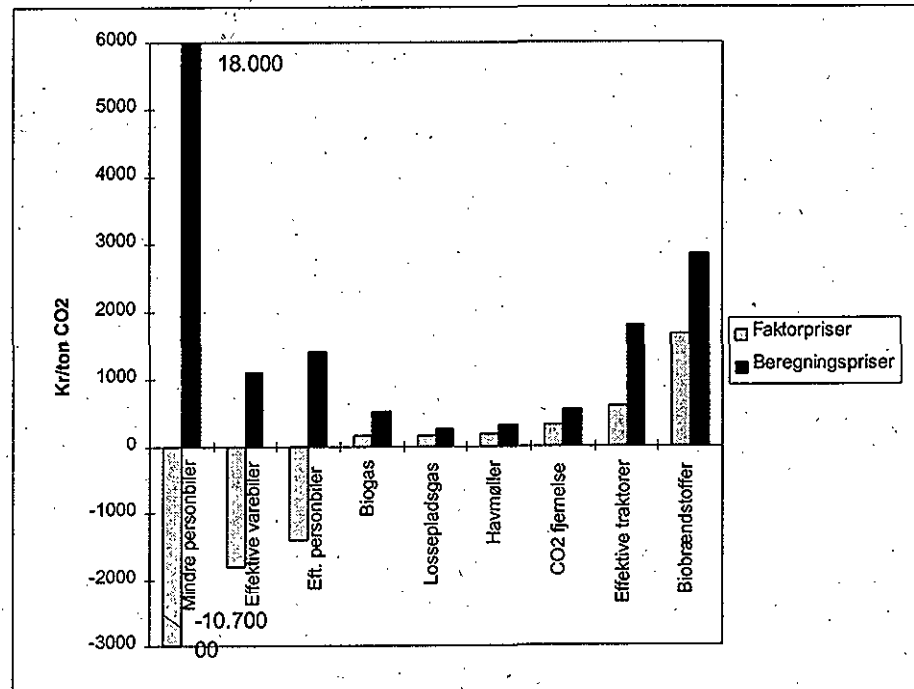
Figur 6.2 Reduktionsomkostninger år 2005 for tiltag opgjort i faktorpriser og beregningspriser ved anvendelse af Energi21-energiprisudviklingen. Rangordnet efter omkostningen i faktorpriser. Kr/ton CO₂-reduceret.

Rangordnet sammenstilling

Figur 6.2 viser tiltagene rangordnet efter reduktionsomkostningen opgjort i faktorpriser ved anvendelse af Energi21's udvikling i energipriserne. Som det fremgår af figuren er der specielt for transporttiltagene betydeligt forskel på resultaterne af de to opgørelsesmetoder. Tiltagene for mindre personbiler og mere effektive biler får klart de laveste reduktionsomkostninger opgjort i faktorpriser og er blandt de højeste opgjort i beregningspriser. Dette viser klart, hvorfor det er nødvendigt ved tiltag, der implicerer adfærdspåvirkninger, også at få opgjort værdien af de nyttemæssige konsekvenser heraf. Også for de rent teknologiske tiltag sker der ændringer i rangordenen ved overgang til beregningspriser: Havmøller er lidt bedre end lossepladsgas opgjort efter faktorprismetoden - omvendt ved opgørelse efter beregningsprismetoden. Endelig kan det konstateres, at der er en betydelig variation selv blandt de rent teknologiske tiltag. Eksempelvis er det omkostningsmæssigt meget dyrt, at reducere drivhusgasemissioner ved anvendelse af biobrændstoffer, mens etablering af biogasanlæg eller havmøller er rimeligt attraktivt.

Figur 6.3 viser resultaterne fra de tilsvarende beregninger opgjort i konstante 1995-brændselspriser. Forskellene på opgørelserne i faktorpriser og velfærdsøkonomiske beregningspriser fremviser et billede, der stort set er overensstemmende med de i Figur 6.2 viste resultater. Anvendelsen af

konstante 1995-brændselspriser betyder dog, at to tiltag bytter plads på kurven - ved konstante priser er etablering af lossepladsgasanlæg marginalt billigere end opstilling af havmøller opgjort i faktorpriser. Vurderes den relative forskel opgjort i velfærdsøkonomiske beregningspriser kan der konstateres betydeligt større variationer. Af de rent teknologiske tiltag bliver biogasanlæg betydeligt dyrere og overstiger omkostningsmæssigt lossepladsgas og havmøller, og kommer næsten på højde med CO₂-fjernelse. Generelt kan det dog konstateres, at resultaterne er rimeligt robuste over for ændringer i forudsætningerne for energiprisudviklingen.



Figur 6.3 Reduktionsomkostninger for tiltag opgjort i faktorpriser og velfærdsøkonomiske beregningspriser ved anvendelse af konstante priser (1995). Rangordnet efter omkostningen i faktorpriser. Kr/ton CO₂-reduceret.

7. Konklusion

Formål med projektet

Formålet med dette projekt er et metodestudie til beregning af de samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip. Metoden er anvendt for en række eksempler fra forskellige sektorer. Det skal understreges, at eksemplerne omfatter teknologiske tiltag, hvilket indebærer, at der ikke tages hensyn til struktur- eller adfærdsændringer. Der er altså tale om en række komparative eksempler, der giver en indikation af de relative reduktionsomkostninger under en alt andet lige forudsætning.

- Opstillet en samlet reference for alle sektorer og alle drivhusgasser, idet der er anvendt et fælles sæt af forudsætninger for udviklingen i den økonomiske vækst, energipriser o.l.
- Analyseret en række drivhusgasreducerende teknologiske tiltag inden for forskellige sektorer, og beregnet såvel reduktionspotentiale som de med tiltaget forbundne relative omkostninger
- Foretaget en sammenligning af disse tiltag både med de i Energi21-planen opstillede reduktionsforslag og på tværs af sektorer.

Beregningerne er både udarbejdet ved anvendelse af faktorprismetoden og ved anvendelse af den velfærdsøkonomiske metode. Den velfærdsøkonomiske metode inddrager en værdisætning af nyttepåvirkningen, hvilket ikke er tilfældet med faktorprismetoden. Faktorprismetoden er derfor primært velegnet, hvor reduktionstiltaget omfatter et skift mellem forskellige teknologier, som ikke påvirker den service, teknologien yder.

Hovedresultater

De væsentligste resultater fra analyserne kan kort resumeres:

- Alle tiltag uden for transportsektoren er beregnet til at have positive reduktionsomkostninger.
- En del forsyningstiltag er identificeret i "mellem-pris" lejet (dvs. omkring 100 -300 kr/t) - disse omfatter eksempelvis biogasanlæg, anlæg til udnyttelse af lossepladsgas, havmøller og CO₂-fjernelse.
- Beregningerne for transportsektoren adskiller sig fra de øvrige sektorer, idet nyttepåvirkningen af at skifte køretøj her spiller en central rolle. Opgjort efter faktorprismetoden er de udvalgte skift mellem køretøjskategorier økonomisk yderst gunstige at gennemføre, mens de samfundsøkonomiske omkostninger bliver væsentligt større efter den velfærdsøkonomiske metode. Dette hænger bl.a. sammen med, at der ikke jursteres for de velfærdsændringer, der vil gøre sig gældende i en mere realistisk situation. Tages disse forhold i betragtning vil resultatet for den velfærdsøkonomiske beregning blive et ganske andet.

- En gennemførelse af de analyserede tiltag kan - specielt på langt sigt - give mulighed for betydelige reduktioner af drivhusgasemissionerne. På kort sigt (frem til år 2005) begrænses reduktionspotentialet primært af den hastighed, hvormed tiltagene kan iværksættes.

Kun teknologiske tiltag

I projektet er det valgt kun at analysere tiltag af teknologisk karakter. Tiltag, der omfatter struktur- eller adfærdsmæssige påvirkninger, er ikke inddraget, hvilket primært skyldes at der eksisterer en række metodemæssige problemer omkring analyserne af disse tiltag. Der tilbagesstår således et metodisk arbejde før sådanne problemstillinger vil kunne håndteres på forsvarlig vis.

Det har ikke været intentionen med projektet, at foretage en vurdering af, om det er realistisk og/eller politisk ønskeligt at foretage en iværksættelse af de analyserede tiltag. Projektet har primært skullet illustrere, hvorledes inddragelsen af alle sektorer og samtlige drivhusgasser påvirker både mulighederne for drivhusgasreduktioner og en eventuel reduktionsmålsætning på det samlede drivhusgasniveau.

I et så begrænset projekt som dette har det naturligvis ikke været muligt at gå i dybden med et større antal tiltag. De udvalgte tiltag skal derfor i det væsentlige ses som eksempler på muligheder, der eksisterer, når analyserne udbredes til flere sektorer og alle drivhusgasser. Mere dybtgående analyser af de enkelte sektorer vil utvivlsomt afsløre en række yderligere tiltag, der kan være økonomisk interessante at gennemføre for opnåelse af en given reduktionsmålsætning.

Referencer

1. Miljøstyrelsen (1995). *Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip*, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 49.
2. Morthorst, Poul Erik (1993). *The cost of CO₂ reduction in Denmark - methodology and results*. Forskningscenter Risø.
3. Fenhann, Jørgen and N.A. Kilde (1994). *Inventory of emissions to the air from Danish Sources 1972-1992*. Forskningscenter Risø.
4. Ministry of the Environment (1994). *Climate protection in Denmark*, National report to UNFCCC.
5. Bogner, J.; Spokas, K.; Burton, E.; Sweeney, R.; and Corona, V. *Landfills as atmospheric methane sources and sinks*. In press Chemosphere. 1995.
6. Gendebien, A. et al (1992). *Landfill gas - from environment to energy*. Commission of the European Communities. EUR 14017/11 EN.
7. Andrias, A.; Samaras, Z.; Zierock, K.H. (1994). *The estimation of the emissions of "other mobile sources and machinery" subparts "off-road vehicles and machines", "railways", and "inland waterways" in the European Union*. EU study contract, september 1994.
8. Christensen, T.H. et al, *Landfilling of waste: Biogas*. To be published in London in 1996.
9. Dansk Amtvandsingeniørforening (1994). *Gas i danske lossepladser, status for amternes gasarbejde-1993*.
10. Energistyrelsen (1995a). *Brændselsprisforudsætninger for samfundsøkonomiske beregninger*. Oktober 1995.
11. Energistyrelsen (1995b). *Generelle forudsætninger for samfundsøkonomiske beregninger*. Oktober 1995.
12. IPCC (1995). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
13. Miljøministeriet (1991). *Affald i Danmark - teknisk rapport*. Miljøprojekt nr. 175.
14. Miljøministeriet (1992). *Handlingsplan for affald og genanvendelse 1993-97*.
15. Miljøministeriet (1993). *Affaldsstrømme i Danmark*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 15.
16. Miljøstyrelsen (1994). *Notat om affaldsmængderne i Danmark i 1993 sammenholdt med målsætningerne i regeringens handlingsplan for affald og genanvendelse 1993-97*. Miljøstyrelsen, Erhvervsaffaldskontoret. 17 august 1994.
17. Miljøstyrelsen (1996). *Notat om affaldsmængderne og affaldsbehandlingen i Danmark i 1994*. Miljøstyrelsen, Erhvervsaffaldskontoret. 10. januar 1996.
18. Rambøll, Hannemann & Højlund (1994). *Affaldsressourcer til forbrænding 1993 og 2000*. Miljøstyrelsen og Energistyrelsen, November 1994.
19. Skøtt, K. *Så enkelt kan det gøres*. Dansk Bioenergi nr. 22, August 1995.
20. UNEP (1994). *UNEP Greenhouse Gas Abatement Costing Studies, Phase two. Appendix: Guidelines*. UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment, Risø, may 1994.

21. Willumsen, H. Chr. et al (1995). *Analyse af mulighederne og barriererne for en udvidet udnyttelse af lossepladsgas til energiformål*. Hedeselskabet. Juni 1995.
22. Willumsen, H. Chr. (1996). *Data for eksisterende lossepladsgas anlæg*. Personlig kommunikation. November 1996.
23. Energistyrelsen (1995c). *Biogasfællesanlæg, fra ide til realitet*. November 1995
24. Informationssekretariatet for vedvarende energi (1996). 1996. *Fokus på biogas*. April 1996.
25. Stryg, P.E.; Hornshøj Poulsen, K.Å.; Knudsen, M.H.; Andersen, F. (1991). *Fremtidsperspektiver for dansk landbrug*. Skrifter fra Økonomisk Institut, Den kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Studie nr. 28.
26. Det Økonomiske Råd. (1993). *Dansk økonomi - november 1993*. Det Økonomiske Råds Formandsskab. Dansk landbrug og liberaliseringer i GATT-regi. København.
27. Schramm, J., *Alternative brændstoffer*, Miljø & Teknologi, Vand & Landskab, nr.2, 1996
28. Cowi, *Biobrændsler*, arbejdspapir, august 1996
29. Energistyrelsen (1996a), *Danmarks vedvarende energiressourcer*, Danmarks Energifremtider, 1996
30. Energistyrelsen (1996b), *Teknologidata for vedvarende energianlæg, Del 2, Biomasseteknologier*, Danmarks Energifremtider, 1996
31. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut m.fl. (1992), *Flydende brændstoffer af biomasse - muligheder i Danmark*, 1992
32. Energistyrelsen m.fl. (1993), *Handlingsplan for forskning, udvikling og demonstration vedrørende anvendelse af biomasse til motorbrændstoffer i Danmark*, 1993
33. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (1996), *Halm og energiafgrøder - analyser af økonomi, energi og miljø*, 1996
34. IEA Greenhouse Gas R&D Programme, *Carbon Dioxide Disposal from Power Stations*
35. IEA Greenhouse Gas R&D Programme, *Carbon Dioxide Capture from Power Stations*
36. ELSAM (1993), *Deponering af CO₂ i Danmark*, UP93, 1993
37. Energistyrelsen (1995d), *Vindmøller i danske farvande*, februar 1995
38. Budgetdepartementet (1990). *Vejledning i samfundsøkonomisk projektvurdering*. Budgetdepartementet 1990.
39. COWI (1996). *Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i trafiksektoren - metodenotat*. COWIconsult 1996.
40. Møller, F. (1989). *Samfundsøkonomisk projektvurdering*. Budgetdepartementet 1989.
41. Samaras, Z. et al. (1992). *CORINAIR Working Group on Emission Factors for Calculating 1990 Emissions from Road Traffic. Volume 1: Methodology and Emissions Factors*. Brussel 1992.
42. Automobilimportørernes Sammenslutning (1995). *Vejtransporten i tal og tekst 1995*. Hellerup, 1995.
43. Miljøstyrelsen (1992). *Emission fra landbrugsmaskiner og entreprenørmateriel*. København 1992.

44. Miljøagenturet (1996). *Atmospheric Emission Inventory Guidebook*. København 1996.
45. Miljøstyrelsen (1993). *Emission fra motordrevne arbejdsredskaber og maskiner*. København 1993.
46. DLG (1994). *Ackerschlepper in der Prüfung*. Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft e. V., Frankfurt, 1994.

REGISTRERINGSBLAD

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 373

Udgivelsesår: 1997

Titel:

Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip

Undertitel:

Hovedrapport

Forfatter(e):

Fenhann, Jørgen; Morthorst, Poul Erik; Schleisner, Lotte; Møller, Flemming; Winther, Morten

Udførende institution(er):

Forskningscenter Risø; Danmarks Miljøundersøgelser. Afdeling for Systemanalyse

Resumé:

I dette projekt er der opstillet en samlet reference for alle sektorer og alle drivhusgasser, idet der er anvendt et fælles sæt af forudsætninger for udviklingen i den økonomiske vækst, energipriser o. l. Der analyseres en række drivhusgasreducerende tiltag inden for forskellige sektorer og beregnes såvel reduktionspotentiale og de med tiltaget forbundne omkostninger.

Sluttelig foretages en sammenligning af disse tiltag både på tværs af sektorerne og med udgangspunkt i de i Energi 21-planen opstillede reduktionsforslag.

Emneord:

samfundsøkonomi; drivhusgasser; emissionsmængder; reduktion; udvikling; modelberegninger; metan CAS 74-82-8; N₂O; jordbrug; transport; affald; energiforsyning; teknologier

Andre oplysninger:

Fase 2 af projektet "Vurdering af samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasemissioner". Hertil hører "Bilagsrapport" (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 93/1997) og baggrundsrapporten "Mere brændstofeffektive køretøjer" (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 94/1997). Fase 1 af projektet er udgivet som "Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduceret drivhusgasudslip" (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 49/1995)

Md./år for redaktionens afslutning: juli 1997

Sideantal: 85

Format: A4

Oplag: 500

ISBN: 87-7810-885-3

ISSN: 0105-3094

Tryk: Nofo print, Helsingør

Pris (inkl. moms): 75 kr.

Kan købes hos: Miljøbutikken, tlf. 33379292 - telefax 33927690

Må citeres med kildeangivelse

Trykt på 100% genbrugspapir **Cyclus**