

Jordbrug og klimaændringer

- samspil til vandmiljøplaner

Jørgen E. Olesen, Steen Gyldenkærne, Søren O. Petersen, Mette Hjorth
Mikkelsen, Brian H. Jacobsen, Lars Vesterdal, Anne Mette K. Jørgensen, Bent T.
Christensen, Jens Abildtrup, Tove Heidmann og Gitte Rubæk

Jørgen E. Olesen, Søren O. Petersen, Bent T. Christensen, Tove Heidmann og Gitte Rubæk
Forskningscenter Foulum
Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø
Postboks 50
DK-8830 Tjele

Steen Gyldenkærne og Mette Hjorth Mikkelsen
Danmarks Miljøundersøgelser
Afd. for Systemanalyse
Postboks 358
DK-4000 Roskilde

Brian H. Jacobsen og Jens Abildtrup
Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut
Rolighedsvej 2
DK-1958 Frederiksberg C

Lars Vesterdal
Skov og Landskab
Hørsholm Kongevej 11
2970 Hørsholm

Anne Mette K. Jørgensen
Danmarks Meteorologiske Institut
Lyngbyvej 100
DK-2100 København

DJF rapporter indeholder hovedsagelig forskningsresultater og forsøgsopgørelser rettet mod danske forhold. Endvidere kan rapporterne beskrive større samlede forskningsprojekter eller fungere som bilag til temamøder. DJF rapporter udkommer i serierne:

Markbrug, Husdyrbrug og Havebrug.

Pris:

op til 50 sider 55 kr.
op til 75 sider 85 kr.
over 75 sider 110 kr.

Abonnenter opnår 25% rabat, og abonnement kan tegnes ved henvendelse til:

Danmarks JordbrugsForskning
Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1028

Alle DJF's publikationer kan bestilles på nettet:
www.agrsci.dk

Tryk: www.digisource.dk

ISSN 1397-9884

Indholdsfortegnelse

Indholdsfortegnelse	3
Forord	7
Sammendrag	9
Kilder til udledning af drivhusgasser fra landbruget	9
Udviklingen i landbrugets emissioner af drivhusgasser	10
Effekt af tiltag i VMPIII på jordbrugets emissioner af drivhusgasser	10
Klimaændringers betydning for produktion og miljøpåvirkning	12
Summary	14
Sources of greenhouse gases from agriculture	14
Development in greenhouse gas emissions from Danish agriculture	15
Effect of further measures in Aquatic Action Plans on greenhouse gas emissions	15
Effects of climate change for agricultural production and environmental impacts	16
1. Indledning	19
2. Kilder til emission af metan, lattergas og kuldioxid fra landbruget	21
2.1 Produktion og forbrug af metan	21
2.2 Produktion og forbrug af lattergas	22
2.3 Kilder til metan og lattergas	23
2.3.1 Metan fra husdyrs fordøjelsesprocesser	23
2.3.2 Metan fra gødningshåndtering	24
2.3.3 Lattergas fra gødningshåndtering	24
2.3.4 Lattergas fra handelsgødning	24
2.3.5 Lattergas fra udbragt husdyrgødning	25
2.3.6 Lattergas fra kvælstoffiksering	25
2.3.7 Lattergas fra afgrøderester	26
2.3.8 Lattergas fra dyrkning af organiske jorde	26
2.3.9 Lattergas fra gødning afsat under afgræsning	26
2.3.10 Lattergas afledt fra kvælstofdeposition	26
2.3.11 Lattergas afledt fra nitratudvaskning	27
2.4 Energiforbrug og energiproduktion	27
2.5 Lagring af kulstof	28
2.5.1 Puljer og fluxe af kulstof	28
2.5.2 Kulstofpuljer i jorden	28
2.5.3 Hvordan kan jordens kulstofpuljer ændres?	30
2.6 Opgørelse af drivhusgasemissioner	30
2.6.1 Metan	31
2.6.2 Lattergas	32
2.6.3 CO ₂	33
3. Udviklingen i landbrugets emissioner af drivhusgasser	36
3.1 Udvikling i emissionen i perioden 1985 til 2003	37
3.2 Effekt af tidligere handlingsplaner på emissionen af drivhusgasser	39

3.2.1 Metode I	41
3.2.2 Metode II	46
3.2.3 Samlet vurdering af effekt af tidligere handlingsplaner	47
3.3 Fremskrivning af emissionen til 2012	48
3.4 Effekt af implementering af EU's midtvejsreform	50
4. Effekt af tiltag i VMPIII på jordbrugets emissioner af drivhusgasser	53
4.1 Gødningsrelaterede virkemidler	54
4.1.1 Skærpelse af krav til udnyttelse af N i husdyrgødningen	54
4.1.2 Reduceret N-kvote i forhold til nuværende norm	54
4.1.3 Reduceret husdyrproduktion	55
4.1.4 Øget foderudnyttelse	55
4.2 Arealrelaterede virkemidler	55
4.2.1 Målretning af 6%-efterafgrøder til husdyrgødede arealer	56
4.2.2 Yderligere etablering af efterafgrøder på husdyrgødede arealer	57
4.2.3 Udtagning af arealer i omdrift i ådale/vådområder	57
4.2.4 Udtagning/skovrejsning på højbund	58
4.2.5 Yderligere omlægning til økologisk jordbrug	59
4.3 Teknologiske virkemidler	59
4.3.1 Forsuring i kvæg- og svinestalde	60
4.3.2 Skrabere i kvægstalde	60
4.3.3 Køling af gylle i svinestalde	60
4.3.4 Staldseparering i svinestalde	61
4.3.5 Luftvasker/scrubber i svine- og fjerkræstalde	61
4.3.6 V-formede gyllekanaler	61
4.3.7 Biogasbehandling af gylle	62
4.3.8 Nedfældning af gylle	62
4.4 Effekt af balanceafgift på kvælstof	67
4.5 Effekt af 25% reduktionsscenarie	68
4.6 Omkostningseffektivitet af virkemidler i VMP III	68
4.6.1 Budgetøkonomiske analyser	69
4.6.2 Velfærdsøkonomiske analyser	70
4.6.3 Omkostningseffektivitet med sideeffekter	73
5. Klimaændringers betydning for produktion og miljøpåvirkning	75
5.1 Drivhuseffekt og klimaændringer	75
5.1.1 Klimamodeller	75
5.1.2 Regionale klimamodeller	76
5.1.3 Fremtidens klima	76
5.2 Effekter på landbrugets planteproduktion	78
5.2.1 Effekt af øget CO ₂	78
5.2.2 Klimabegrænsninger for planteproduktion i Danmark	79
5.2.3 Effekt på afgrøder og jord	80
5.2.4 Effekt på arealanvendelse	82

5.2.5 Tilpasning til klimaændringer	83
5.3 Effekt på jordbrug/miljø	84
5.3.1 Kvælstofudvaskning.....	84
5.3.2 Fosfortab.....	86
5.3.3 Pesticidforbrug og udvaskning.....	88
5.4 Scenarier for effekter af klimaændringer på kvælstofudvaskning	88
6. Referencer	95
A. Retablering af vådområder med henblik på kvælstoffjernelse: Effekt på drivhusgasbalancen	102
A.1 Sammendrag	102
A.2 Beskrivelse af tiltaget	102
A.2.1 Denitrifikation	103
A.2.2 Hydrologiske forhold	103
A.2.3 Naturværdier.....	104
A.2.4 Emission af drivhusgasser	104
A.3 Reduktion af drivhusgasemissioner.....	104
A.3.1 Kulstoflagring.....	105
A.3.2 Metanemission.....	105
A.3.3 Lattergasemission	107
A.3.4 Vurdering af retableringsprojekter	109
A.4 Udbredelse på landsplan.....	110
A.5 Historisk udvikling	111
A.6 Fremtid	111
A.7 Økonomiske konsekvenser	112
A.8 Referencer.....	112
A.9 Bilag - tabelgrundlag	114
B. Drivhusgasudledninger fra håndtering af husdyrgødning	116
B.1 Sammendrag	116
B.2 Drivhusgasemission fra husdyrgødning	117
B.2.1 IPCC's emissionsfaktorer.....	118
B.2.2 Eksperimentelle resultater vedrørende metan.....	120
B.2.3 Eksperimentelle resultater vedrørende lattergas	123
B.2.4 Samlede emissioner og usikkerhedsvurdering	125
B.3 Reduktion af drivhusgasemissioner	126
B.3.1 Strukturtilpasning	126
B.3.2 Teknologiske tiltag	127
B.4 Udbredelse på landsplan	130
B.5 Historisk udvikling	132
B.6 Fremtid.....	133
B.7 Økonomiske konsekvenser	134
B.8 Referencer.....	135
B.9 Landsdækkende opgørelser af husdyrgødningshåndtering.....	139

B.9.1 Kvæg og svinegødning	139
B.9.2 Fjerkrægødning	140
B.9.3 Pelsdyrgødning	140
B.10 Lovgivning vedr. lagring af husdyrgødning	141
B.11 Staldsystemer	143
B.11.1 Kvæg	143
B.11.2 Svin	143
B.12 Beregning af gylleproduktion pr. DE	144
C. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord: Betydning for binding af CO ₂	145
C.1 Sammendrag	145
C.2 Beskrivelse af teknologien, konceptet eller metoden	146
C.3 Reduktion af drivhusgasemissioner	147
C.4 Sideeffekter	149
C.5 Udbredelse på landsplan	149
C.6 Historisk udvikling	149
C.7 Historisk udvikling	150
C.8 Økonomiske konsekvenser	153
C.9 Referencer	155
D. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder	157
D.1 Sammendrag	157
D.2 Beskrivelse af koncept	157
D.3 Reduktion af drivhusgasemissioner	159
D.4 Sideeffekter	161
D.5 Opgørelse på landsplan	162
D.6 Historisk udvikling	163
D.7 Fremtid	164
D.8 Økonomiske konsekvenser	164
D.9 Referencer	165
E. Reduktion af drivhusgasemissioner ved biogasanlæg, primært biogasfællesanlæg	167
E.1 Sammendrag	167
E.2 Beskrivelse af teknologien	167
E.3 Kapacitet	169
E.4 Koncepter	171
E.5 Udbredelse på landsplan	171
E.6 Historisk udvikling	171
E.7 Økonomi	172
E.8 Fremtid	173
E.9 Referencer	174
F. Scenarier for klimaændringer	175
F.1 Referencer	176

Forord

Som følge af Kyoto-protokollen fra 1997 og den efterfølgende byrdefordelingsaftale i EU fra 1998 har Danmark en forpligtelse til i perioden 2008-2012 at reducere den gennemsnitlige årlige udledning af drivhusgasser (CO₂, metan, lattergas samt visse industrigasser) med 21% i forhold til basisåret 1990. Regeringen offentliggjorde i februar 2003 *"En omkostningseffektiv klimastrategi"*. Det er en af målsætningerne i strategien, at bidragene til finansieringen af den samlede danske reduktions-forpligtigelse af drivhusgasser fordeles på sektorerne på en måde der er afbalanceret, dels i forhold til hvor meget den enkelte sektor i forvejen har bidraget til reduktion af drivhusgasudledningen, dels i forhold til de konkurrencemæssige og administrative hensyn, der også må tages.

Det indgår i regeringens klimastrategi, at mulighederne for at gennemføre omkostningseffektive reduktionstiltag i jordbrugssektoren skal analyseres i forbindelse med forberedelsen af den vandmiljøplan III. Analysen skal udover VMPIII initiativer også omfatte andre relevante initiativer, herunder udrede vidensbehovet.

På den baggrund blev der i marts 2003 nedsat en arbejdsgruppe i regi af arbejdet med forberedelse af Vandmiljøplan III. Arbejdsgruppen har haft til formål på grundlag af den foreliggende internationale og danske viden på området at analysere mulighederne for at gennemføre omkostningseffektive reduktionstiltag i jordbrugssektoren. I relation til VMPIII har gruppens formål specifikt været at:

- redegøre for eksisterende viden på området
- beskrive udviklingen i emission af drivhusgasser i perioden 1990-2003 samt den forventede udvikling fra 2003-2012 under uændrede rammevilkår
- beskrive Vandmiljøplan I, II, ammoniakhandlingsplanen og andre relevante initiativers effekt på jordbrugets hidtidige reduktion af drivhusgasser
- vurdere, hvor stor en reduktion i emissionen af drivhusgasser de mulige virkemidler i en Vandmiljøplan III kan bidrage med, herunder disse virkemidlers omkostningseffektivitet og tidsperspektiv
- beskrive klimaændringers betydning for landbrugets produktion, afgrødesammensætning, miljøpåvirkning, herunder udvaskning af kvælstof og fosfor.

Gruppens medlemmer var Jørgen E. Olesen (formand), Søren O. Petersen (sekretær), Bent T. Christensen, Martin R. Weisbjerg, Sven G. Sommer, Svend Morsing, Hans Benny Rom & Niels Erik Andersson, Danmarks JordbrugsForskning, Steen Gyldenkærne & Mette Hjorth Mikkelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Brian H. Jacobsen, Jens Abildtrup og Kurt Hjort-Gregersen, Fødevareøkonomisk Institut, Lars Vesterdal, Forskningscenter for Skov og Landskab, Anne Mette K. Jørgensen, Danmarks Meteorologiske Institut, Jette Petersen & Lars Bach Jensen, Fødevareministeriet, Departementet, Kitt Bell Andersen & Søren Mark Jensen, Skov og Naturstyrelsen, Christian P. Ibsen, Miljøstyrelsen, Kristian Møller, Finansministeriet.

Derudover har følgende personer bidraget til arbejdet: Tove Heidmann, Gitte Rubæk, Willem. A.H. Asman, Martin N. Hansen & Torben Hvelplund, Danmarks JordbrugsForskning, Signe Anthon, Forskningscenter for Skov og Landskab, Berit Hasler, Danmarks Miljøundersøgelser.

Sammendrag

De menneskeskabte klimaændringer skyldes udledning af drivhusgasser, især kuldioxid, metan, lattergas og CFC. Den samlede udledning af disse gasser er stigende og forventes frem til år 2100 at føre til en stigning den globale middeltemperatur på mellem 1,4 og 5,8 °C. Variationsbredden er udtryk for variation i scenarierne for den fremtidige udledning af drivhusgasser og usikkerhed i klimamodellerne. Selv ved en stabilisering af atmosfærens indhold af drivhusgasserne på det nuværende niveau vil der ske en global temperaturstigning på yderligere 1 °C. Beregninger med globale og regionale klimamodeller viser følgende tendenser for Danmark i år 2100 i forhold til 1990 for de mest anvendte udslipsscenarier. Den årlige middeltemperatur vil stige med 3-5 °C. Nedbøren i vinterperioden vil stige med 20-40%, mens nedbøren i sommerperioden vil falde med 10-25%. Der vil endvidere være en tendens til flere episoder med kraftig nedbør, især i efteråret.

Danmark har tiltrådt FN's klimakonvention og den tilhørende Kyoto-protokol, der forpligtiger en række industrilande til en 5% reduktion i udledningen af drivhusgasser. Danmark har forpligtiget sig til at reducere den samlede udledning af drivhusgasser med 21% i forhold til 1990-niveauet. Målsætningen skal være realiseret i 2008-2012. Uden yderligere tiltag forventes den samlede danske udledning af stige med 13%. Selv med korrektion for el-import i basisåret og el-eksport i forpligtigelsesperioden forventes reduktionen kun at blive på 9%.

Kilder til udledning af drivhusgasser fra landbruget

Moderne, intensiv landbrugsproduktion medfører emissioner af metan (CH₄) og lattergas (N₂O), som bidrager til den menneskeskabte drivhuseffekt. Drivhuseffekten af metan og lattergas er hhv. 21 og 310 gange kraftigere end effekten af CO₂. Kuldioxid (CO₂) fra biologiske processer er neutralt i forhold til drivhuseffekten, men ændringer i arealanvendelsen indenfor skov- og landbrug samt imellem de to arealanvendelser kan påvirke lagringen af kulstof i jord og dermed balancen mellem bundet og atmosfærisk CO₂. Landbruget har endvidere et energiforbrug (direkte og indirekte), som også bidrager til udledning af CO₂. Dette kan delvis kompenseres gennem udnyttelse af biomasse til energiproduktion.

Overvågningen af udledningen af drivhusgasser foregår under FN's klimakonvention. Til det formål indsamles hvert år oplysninger om de enkelte landes emissioner af klimarelevante gasser, herunder drivhusgasser fra landbruget og optag af CO₂ i skovene. Dette foregår på grundlag af en metode, der er fastlagt af FN's klimapanel. Grundlæggende handler opgørelserne om at multiplicere aktivitetsdata (antal, areal) med emissionsfaktorer. Aktivitetsdata bliver ofte opgjort på grundlag af det enkelte lands egne opgørelser, mens ændringer af emissionsfaktorer i forhold til standardværdierne fastsat af klimapanelet er mere problematiske og forudsætter grundig dokumentation. Der er knyttet betydelige usikkerheder til fastsættelse af emissionsfaktorerne, især for lattergas, og dette påvirker også sikkerheden hvormed effekter af tiltag til reduktion af emissionerne kan fastsættes.

Udviklingen i landbrugets emissioner af drivhusgasser

Landbrugets emission af drivhusgasser, CH₄, N₂O og CO₂ fra organogene jorde samt CO₂ fra kalkning er opgjort for perioden 1985 frem til 2003. Der er tale om revurdering af den tidligere emissionsopgørelse. Opgørelsen adskiller sig fra tidligere opgørelser ved at den samler emissionerne fra dansk landbrug i et modelkompleks baseret på de danske normtal for husdyrproduktionen, emissionsopgørelserne for ammoniak og udvaskningsberegningerne foretaget i forbindelse med VMP II. Lagring/emission af CO₂ i landbrugsjord er holdt udenfor denne opgørelse, fordi der endnu ikke foreligger et tilfredsstillende grundlag for en opgørelse, der kan indgå i Danmarks klimaregnskab.

Den samlede emission af drivhusgasser er for 1985 opgjort til 14,43 mio. tons CO₂-ækvivalenter og faldende til 10,24 mio. tons CO₂-ækvivalenter i 2003. Den samlede reduktion siden 1990 er her opgjort til 24%. Lavere forbrug af handelsgødning og en mindre kvælstofmængde i husdyrgødningen har betydet en væsentlig reduktion i udledningen af lattergas. For CH₄, som især stammer fra kvæg er der ikke sket betydende ændringer siden 1990. Udledningen af CO₂ fra jordbrugskalk er reduceret betydeligt som følge af et mindre forbrug.

For at reducere udledningen af kvælstof fra landbruget er der siden 1985 gennemført en række handlingsplaner. Det vurderes at handlingsplanerne har reduceret udslippet af drivhusgasser med ca. 2,2 mio. t CO₂-ækv. I vurderingen er det antaget at metanemissionen, som primært stammer fra drøvtyggernes fordøjelsessystem og fra husdyrgødning, ikke er ændret som følge af vandmiljøplanerne. Ud fra de foretagne antagelser skyldes reduktionen udelukkende den ændrede kvælstofbalance i landbruget. Det mindre kvælstofforbrug har formentlig været medvirkende til en nedsættelse af kalkningsbehovet. Effekten af dette er dog ikke indregnet i opgørelsen.

Under uændrede rammevilkår med faldende kvægbestand, øget svinebestand samt faldende areal i omdrift forventes udledningen af drivhusgasser fra dansk landbrug at falde yderligere med ca. 0,17 mio. t CO₂-ækv fra 2003 til 2008/12. Samlet vurderes det at emissionen af drivhusgasser fra landbruget falder fra 1990 til 2008/12 fra 13,40 mio. t CO₂-ækv per år til 10,07 mio. t CO₂-ækv per år svarende til et fald på 25%. Implementering af EUs landbrugsreform vurderes at mindske emissionen yderligere med 0,23 mio. t CO₂-ækv per år.

Effekt af tiltag i VMPIII på jordbrugets emissioner af drivhusgasser

Der er taget udgangspunkt i de virkemidler, som Scenariegruppen har beskrevet med henblik på at reduceret landbrugets kvælstoftab. Der skelnes mellem tre overordnede kategorier af virkemidler, i) reduktion af de anvendte gødningsmængder, ii) ændringer i arealanvendelsen, og iii) teknologiske tiltag.

Reduktion af kvælstoftabet har afledte effekter på drivhusgasbalancen, primært i form af et mindsket potentiale for emission af lattergas. For nogle tiltag kan der være afledte effekter på metanemissionen og på CO₂-emissionen som følge af ændringer i energiforbrug og ændring i kulstoflagring i jorden. På nuværende tidspunkt er effekterne på lattergasemissionen mest enkle at bestemme, og der er her anvendt samme metodik som i den nationale opgørelse af lattergasemissioner fra landbruget. Dette gør sig også gældende for eventuelle effekter på metanudledningen, om end der for nogle af de teknologiske tiltag kan være effekter, som endnu ikke lader sig kvantificere. Lagring i kulstof i jorden indgår p.t. ikke i den nationale opgørelse af drivhusgasemissioner. Flere af de arealrelaterede tiltag vil dog have effekt på kulstoflagringen, og derfor er der givet et estimat af effekt af disse tiltag på kulstoflagringen. For de teknologiske virkemidler er der også inddraget en vurdering af energiforbrug og den tilhørende CO₂-udledning. Det skal understreges at der er knyttet betydelige usikkerheder til flere af opgørelsesmetoderne. På trods af dette er effekterne opgjort for alle drivhusgasser på to måder, dels efter en konkret vurdering af effekter på alle drivhusgasser, og dels efter den effekt som virkemidlet vil have i henhold til den eksisterende nationale emissionsopgørelse, hvor ikke alle effekter medregnes. Alle emissioner er omregnet til CO₂-ækvivalenter.

De største potentialer for reduktion af drivhusgasemissionerne findes ved reduktion af husdyrholdet, især kvægholdet, samt ved udtagning af arealer på højbund, især ved skovrejsning. Disse virkemidler medfører samtidig et fald i landbrugsproduktionen, og bevirker således ikke nødvendigvis en reduktion i emissionerne per produceret enhed. Reduktion af N-kvoten, omlægning til økologisk jordbrug og biogasbehandling af gylle har betydelige potentialer med reduktion af drivhusgasemissionerne, og nogle af disse virkemidler vil også medføre en reduktion ved uændret landbrugsproduktion.

De budgetøkonomiske analyser af virkemidlerne viser de laveste omkostninger pr. reduceret CO₂ udledning for øget foderudnyttelse, omlægning af efterafgrøder til husdyrgødede arealer samt biogasbehandling. Omkostningerne ligger her typisk under regeringens pejlemærke på 120 kr t⁻¹ CO₂-ækv. De budgetøkonomiske omkostninger for reduceret husdyrbestand, reduceret N-kvote og etablering af flere efterafgrøder ligger typisk på 300-500 kr t⁻¹ CO₂-ækv. De øvrige virkemidler har omkostninger, der ligger på 1.000 kr t⁻¹ CO₂-ækv eller højere.

De velfærdsøkonomiske omkostninger er beregnet for tre typer virkemidler i VMPIII: afgift på kvælstofbalancen, udtagning af arealer samt etablering af efterafgrøder. Omlægning af anvendelsen af efterafgrøder er beregnet at være omkostningsneutralt, og derfor bliver der en omkostning på 0 kr t⁻¹ CO₂-ækv. Derimod ligger omkostningerne ved etablering af nye efterafgrøder noget højere, 300 til 520 kr t⁻¹ CO₂-ækv afhængig af metode til emissionsopgørelse. De velfærdsøkonomiske omkostninger ved en afgift på kvælstofbalancen ligger på 450 til 600 kr t⁻¹ CO₂-ækv med de laveste omkostninger ved de laveste afgiftsniveau. Omkostningerne ved udtagning af arealer ligger på 700 til 1800 kr t⁻¹ CO₂-ækv afhængig af opgørelsesmetode. Det skal dog understreges, at der i dette udtagningsscenarie også er forudsat en nedgang i svineproduktionen på de berørte arealer på svinebrug.

Klimaændringers betydning for produktion og miljøpåvirkning

Landbrugets planteproduktion påvirkes både direkte og indirekte af de globale klimaændringer. Den direkte påvirkning sker gennem virkningen af øget CO₂ og ændret klima på afgrødernes udvikling og vækst. Indirekte påvirkes planteproduktionen gennem effekter på jordens frugtbarhed, gødningsbehov, forekomst af ukrudt, sygdomme og skadedyr samt muligheder for at gennemføre markarbejdet. Stigende CO₂ koncentration i atmosfæren vil øge udbyttepotentialet i stort set alle afgrøder, hvorimod stigende temperatur for Danmarks vedkommende formentlig vil reducere udbyttet i korn- og frøafgrøder, især vintersæd. De forskellige effekter af klimaændringer på forskellige afgrøder vil føre til ændringer i landbrugets arealanvendelse, hvor mere varmekrævende afgrøder vil erstatte nogle af de eksisterende korn- og grovfoderafgrøder. Det forventes således en stigning i dyrkningen af bl.a. majs, og nye afgrøder som f.eks. solsikke vil kunne introduceres.

De stigende udbytter i planteavlens som følge af et varmere klima og især en højere CO₂ koncentration vil øge det økonomisk optimale niveau for kvælstofgødsning. For ensidig vinterhvede er denne effekt beregnet med Daisy-modellen for to forskellige scenarier for udledning af drivhusgasser. Stigningen i beregnet optimal N-gødsning for scenarierne for år 2050 ligger på 7 til 44 kg N ha⁻¹ for det ene scenarie og -3 til 24 kg N ha⁻¹ for det andet scenarie. I begge scenarier var der en stigning i N-udvaskningen for et Vestdansk klima, hvorimod der især for lerjordene var en tendens til et fald for et Østdansk klima. Effekterne af klimaændringer på miljøet kan derfor meget vel have en regional variation i Danmark. Desuden spiller jordtypen en rolle. Effekterne kan især tillægges ændringerne i temperatur og CO₂, da effekten af lavere nedbørmængde i vækstperioden opvejes af bedre vandudnyttelse ved højere CO₂ koncentration. Der er klar tendens i modelberegningerne til en større stigning i N-udvaskningen med klimaændringer på sandjord end på lerjord. Denne stigning i udvaskningen skyldes både en øget omsætning af organisk stof i jorden og en længere periode med bar jord i efteråret, men modvirkes i betydelig grad af et højere kulstofindhold i planterester som følge af stigende fotosyntese ved højere CO₂-koncentrationer. Modelberegninger viser, at øget anvendelse af vårsæd med efterafgrøder vil kunne begrænse stigningen i N-udvaskningen.

Tab af fosfor fra landbrugsjorden til vandmiljøet sker enten i form af opløst fosfor eller som partikelbundet fosfor. I begge tilfælde transporteres fosforet typisk med vand via udvaskning, overfladisk afstrømning eller erosion til vandløb, søer og fjorde. De forventede klimaændringer med mere intens nedbør og større nedbørmængder uden for vækstperioden vurderes at ville øge risikoen for fosfortab betydeligt, og det gælder alle de tabsprocesser, der vedrører vandbevægelse. Der foreligger dog ingen kvantitative beregninger over dette.

Stigende temperaturer må forventes at øge problemerne med sygdoms- og skadedyrsbekæmpelse i planteavlens. Dette kan også føre til et øget behov for pesticider. Da pesticider i lighed med fosfor ofte transporteres til vandmiljøet i forbindelse med kraftige nedbørhændelser, vil udvaskningen kunne øges med de forventede klimaændringer.

Der er knyttet betydelige usikkerheder til vurderingen af mulige effekter af klimaændringer på landbrugets arealanvendelse, produktion og miljøpåvirkning. Usikkerheder knytter sig dels til scenarierne for fremtidens udledning af drivhusgasser og til klimaændringernes omfang og karakter. Andre usikkerheder vedrører den fremtidige landbrugspolitik, miljøpolitik og landbrugsstruktur, som formentlig har større betydning for afgrødevalget end klimaændringer. Der er dog ingen tvivl om at de skitserede klimaændringer vil øge produktiviteten i dansk planteavl med deraf følgende større behov for N-gødning. Usikkerhederne knytter sig især til vurderingen af miljøeffekterne, hvilket for effekten på kvælstofudvaskningen skyldes modsat rettede effekter af temperaturstigningen og af stigningen i CO₂-koncentrationen. Der skal ikke meget ændring til i balancen mellem disse ændringer og deres effekt på planteproduktion og omsætning i jorden for at effekten på N-udvaskningen kan ændres betydeligt. Der er derfor på miljøeffekt-området et betydeligt behov for at forbedre de eksisterende modeller for at kunne øge præcisionen i vurderingen af effekterne af klimaændringer. Dette gælder også for de processer, der betinger tab af fosfor fra landbrugsjorden.

Uanset disse forbehold vil der med uændrede produktionsforhold og miljøregulering forventes en større udledning af fosfor og til dels kvælstof til vandmiljøet, hvis forudsætningerne i scenarierne for klimaændringer holder stik. Dette vil derfor indebære behov for yderligere tiltag til reduktion af udledningerne, hvis miljøbeskyttelsen af danske søer, fjorde og indre farvande skal opretholdes.

Summary

The anthropogenic climate changes result from emissions of greenhouse gases, in particular carbon dioxide, methane, nitrous oxide and CFC's. The total emissions of these gases are increasing and are expected to lead to an increase in global mean temperature of 1.4 to 5.8 °C. This range expresses the variation in scenarios for future emissions of greenhouse gases and uncertainties in the global climate models. Even a stabilisation of the emissions at the current level will lead to a global temperature increase of 1 °C. Results of global and regional climate models show the following tendencies for climate change in Denmark during the period 1990 to 2100. The annual mean temperature will increase by 3-5 °C. The winter precipitation will increase by 20-40%, whereas the precipitation during the summer period will decline by 10-25%. There will be more episodes of heavy rainfall, in particular during autumn.

Denmark has ratified the UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and the associated Kyoto Protocol, which requires industrialised countries to reduce their emissions by 5%. Denmark must reduce its emissions by 21% in 2008-12 compared with 1990. Without additional measures, the emissions from Denmark are expected to increase by 13%. Even with a correction for electricity import in the base year and electricity export in the commitment period, a reduction of only 9% is expected.

Sources of greenhouse gases from agriculture

Modern intensive agricultural production leads to emissions of methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), which contributes to anthropogenic climate change. The global warming potential of CH₄ and N₂O is 21 and 310 times larger than for CO₂, respectively. Carbon dioxide (CO₂) from biological processes is neutral in relation to the greenhouse gas effect. However, changes in land use in forestry and agriculture may affect the storage of carbon in soil and biomass and thus the balance between stored carbon and atmospheric CO₂. In addition agriculture has an energy use (direct and indirect), which also contributes to CO₂ emissions. This can be compensated through use of biomass for energy production.

The emissions of greenhouse gases are surveyed under UNFCCC based on national reports of greenhouse gas emissions. The emission inventories for agriculture and forestry are based on IPCC methodology, which basically is based on multiplying activity data by emission factors. The activity data are often derived from national statistics, whereas national emission factors require thorough documentation. There is, however, large uncertainties associated with the emission factors, in particular for N₂O, and this also affects the certainty by which effects of mitigation measures can be quantified.

Development in greenhouse gas emissions from Danish agriculture

The emission of greenhouse gases from agriculture has been compiled for the period 1985 to 2003. This includes CH₄ and N₂O, CO₂ from organogenic soils and CO₂ from liming. This is a revision of previous emission inventories based on Danish norms for animal production, emission inventories of ammonia and nitrate leaching. Storage of carbon in mineral soils have not been included in this inventory, since sufficient information is not yet available.

The total emissions of greenhouse gases were estimated at 14.43 Mt CO₂-eq in 1985 declining to 10.24 Mt CO₂-eq yr⁻¹ in 2003. The total reduction since 1990 was estimated at 24%. Reduced use of mineral nitrogen fertiliser and less nitrogen in animal manures lead to a substantial reduction in N₂O emissions. The emissions of CH₄ did not change substantially over the period. The emissions of CO₂ from liming was reduced because of a reduction in the use of lime.

A number of measures have been implemented through the Aquatic Action Plans since 1985 to reduce nitrate leaching. It is estimated that these measures have lead to a reduction in greenhouse gas emissions of ca. 2.2 Mt CO₂-eq yr⁻¹. It is assumed that the emission of CH₄ from enteric fermentation and from animal manures was not affected by the action plans. The reduction in fertiliser use has probably contributed to the reduced use of lime. The effect was, however, not attributed to the Aquatic Action Plans.

Without changes in agricultural policy, there is a projection for Danish agriculture of a reduction in number of cattle, increase in number of pigs and a reduction in cultivated area. This is expected to lead to a further reduction in greenhouse gas emissions of ca. 0.17 Mt CO₂-eq yr⁻¹ from 2003 to 2008/12. In total it is estimated that the emissions of greenhouse gases from Danish agriculture will decline from 13.40 Mt CO₂-eq yr⁻¹ in 1990 to Mt CO₂-eq yr⁻¹ in 2008/12, corresponding to a reduction of 25%. The implementation of the EU CAP reform is expected to further reduce emissions by 0.23 Mt CO₂-eq yr⁻¹.

Effect of further measures in Aquatic Action Plans on greenhouse gas emissions

Three different categories of measures to reduce nitrate leaching were considered; i) reduction in nitrogen use, ii) changes in land use, and iii) technological measures.

The reduction nitrogen losses have resulting effects on greenhouse gas emissions, in particular as a reduced potential for N₂O emissions. For some measures there will also be effects on CH₄ emissions, and on CO₂ emissions as a result of changes in energy use and changes in soil carbon storage. The effects on N₂O emissions were estimated using the same methodology as applied in the national greenhouse gas emission inventory. Similar methods were used for estimating effects on CH₄ emissions, although some of the effects from technological measures could not currently be quantified. The storage of carbon soils is not currently included in the

national emission inventory. However, several of the measures on land use changes have resulting effects on soil carbon, and estimates of these measures on changes in soil carbon storage were therefore made. For technological measures evaluations of effects on energy use and the associated CO₂-emission were also included. It should be stressed that there are major uncertainties associated with emission estimation methodologies used. The estimates were derived both using current national inventory methodology, and using an evaluation of effects on processes and greenhouse gases not currently included in the national inventory.

The largest potentials for reductions in greenhouse gas was obtained for a reduction in livestock numbers, in particular for cattle, and for reduction in agricultural land use, in particular conversion to forestry. These measures lead to a reduction in agricultural production, and do thus not necessarily result in a change in emissions per product unit. A reduction of the nitrogen quota, conversion to organic farming and biogas treatment of manures have considerable potentials for reductions in greenhouse gas emissions, and these measures will also lead to a reduction in emissions without changes in agricultural production.

The budget-economic analyses of the measures showed the lowest costs per unit CO₂-reduction for better utilisation of animal feeds, use of cover crops on agricultural land with use of manure, and biogas treatment. The costs here are typically below the benchmark value of 120 DKK t⁻¹ CO₂-eq set by the Danish government. The budget economic effects of reducing livestock numbers, reducing the nitrogen quota, and use of more cover crops are within the range 300-500 DKK t⁻¹ CO₂-eq. The other measures investigated had costs of 1000 DKK t⁻¹ CO₂-eq or higher.

The welfare-economic costs were calculated for three types of measures: tax on the nitrogen surplus, set-aside of agricultural land, and use of more cover crops. The conversion of current use of cover crop to land with use of animal manure was estimated to be cost-neutral. The costs of new cover crops were somewhat higher, 300-520 DKK t⁻¹ CO₂-eq depending on which method was used for estimating the emissions. The welfare-economic costs for taxation of the nitrogen surplus was estimated at 450-600 DKK t⁻¹ CO₂-eq with the lowest costs for the smallest taxation level. The costs for taking agricultural land out of production was estimated at 700-1800 DKK t⁻¹ CO₂-eq. This scenario also included a reduction in pig numbers on the pig farms within the affected areas.

Effects of climate change for agricultural production and environmental impacts

The agricultural production is affected both directly and indirectly by the global climate changes. The direct effect occurs through the effect of increased CO₂ and changes in climate on the development and growth of crops. The crop production is affected indirectly through effects of climate change on soil fertility, need for fertilisers, occurrence of weeds, pests and diseases, and the possibilities for carrying out field operations. The increase in atmospheric CO₂ concentration will increase yield potential in virtually all crops, whereas increases in

temperature probably will reduce yields in cereals and seed crops, in particular in winter cereals. The different responses to climate change in different crops will lead to changes in agricultural land use in Denmark, where warmer season crops will replace some of the existing cereals and fodder crops. There will thus be an increase in maize cultivation, also for grain maize, and in new crops such as sunflower may be introduced.

The increasing crop yields that results from increased CO₂ concentration and climate change will increase the optimal nitrogen fertiliser rates. This effect was estimated for continuous winter wheat cultivation using the DAISY model for two different greenhouse gas emissions scenarios. The estimated increase in optimal nitrogen fertiliser rates for 2050 was 7 to 44 kg N ha⁻¹ for one scenario and -3 to 35 kg N ha⁻¹ for the other scenario. In both scenarios there was an increase in nitrate leaching for a climate from Western Denmark, whereas there was a tendency for a reduction for loamy soils for a climate in Eastern Denmark. The environmental effects of climate change in Denmark may therefore vary regionally. The effects can mainly be attributed to changes in temperature and CO₂ concentration, because the effect of lower rainfall during the growing season is compensated by an increase in water use efficiency at higher CO₂ concentration. The model calculations showed a clear tendency towards higher increases in nitrogen leaching under climate change for the sandy soils compared with the loamy soils. This is an effect of an increase in soil organic matter turnover rates at higher temperatures and an increase in the duration of bare soil during autumn. This increase in nitrogen leaching is counteracted by an increase in carbon content in the plant residues as an effect of increased photosynthesis at higher atmospheric CO₂ concentrations. Model calculations showed that an increase in use of spring cereals with cover crops could effectively reduce the increase in nitrogen leaching.

Loss of phosphorus from agricultural soils to the environment occurs as dissolved phosphorus or as phosphorus bound to soil particles. The phosphorus is in both cases transported with water to streams, lakes and estuaries, either by leaching, surface runoff or by erosion. The expected climate changes with more intense precipitation and higher rainfall outside the cropping season is expected to increase risk of phosphorus losses considerably, and this concerns all losses processes affected by water movement. There are, however, no quantitative estimates of this.

Higher temperatures are expected to lead to more problems with disease and pest control in crop production. This may also increase the need for pesticide use. Pesticides are transported to the aquatic environment during high precipitation events, and loss of pesticides may therefore also increase with climate change.

There are major uncertainties associated with the assessment of effects of climate change on agricultural land use, production and environmental impact. The uncertainties on climate change are associated with future emissions of greenhouse gases and the impact on the global climate system and their regional size and direction. Other uncertainties associated with the

future agricultural and environmental policies and the agricultural structure probably have larger effects for agricultural land use and crop choice than climate change. There is, however, no doubt that the projected climate change will lead to increased agricultural productivity and an associated need for higher nitrogen application rates. The highest uncertainties are associated with the assessment of the effects of climate change on environmental impact of agricultural production, which for nitrate leaching is caused by opposing effects of temperature increase and higher CO₂. Little change in the relative increase in these factors and their effects on crop and soil processes are needed to change the effects on nitrate leaching considerably. There is therefore in this area a need to improve the models to enable a more reliable assessment of climate change effects. This is also the case for processes affecting phosphorus losses from soils.

1. Indledning

FN's klimapanel kaldet Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) udgav i 2001 sin tredje vurderingsrapport (IPCC, 2001). Her betegnes menneskeskabte ændringer i klimaforholdene nu som uundgåelige, og fokus rettes mod størrelsen og karakteren af de kommende klimaforandringer og deres påvirkning af menneskets livsvilkår.

Klimaets er af afgørende betydning for fødevareproduktionen, ikke mindst med hensyn til hvilke afgrøder der dyrkes, hvilke udbytter der opnås, samt hvilken indsats med gødning, vanding, planteværn og jordbearbejdning der kræves. Her er det især forhold som temperatur, solindstråling og temperatur, der spiller en rolle her. Desuden er jordbrugsproduktionens virkning på miljøet, bl.a. via kvælstofudvaskning, fosfortab og pesticidforbrug, nøje knyttet til klimaet, især nedbør og temperatur. Samspillet mellem klimaændringer og fødevareproduktion er således af stor betydning, også for den langsigtede effekt af vandmiljøplanerne.

FN's klimakonvention blev underskrevet af 154 lande i Rio de Janeiro i 1992 og udgør den globale ramme for imødegåelse af menneskeskabte klimaændringer. Konventionens formål er at opnå en stabilisering af atmosfærens indhold af drivhusgasser på et niveau, som kan forhindre farlig indvirkning på klimaet. Inden for rammerne af klimakonventionen færdigbehandlede i 1997 den såkaldte Kyoto-protokol, der forpligtiger en række industrilande til en 5% reduktion i udledningen af drivhusgasser. Som følge af Kyoto-protokollen fra 1997 og den efterfølgende byrdefordelingsaftale i EU fra 1998 har Danmark en forpligtelse til i perioden 2008-2012 at have reduceret den gennemsnitlige årlige udledning af drivhusgasser (CO₂, metan, lattergas samt visse industrigasser) med 21% i forhold til basisåret 1990. Den seneste fremskrivning af den danske udledning af drivhusgasser viser en stigning fra 69.5 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ i 1990 til 80.1 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ i 2008-12 svarende til en stigning på 13% (Miljøstyrelsen, 2003). Hvis der korrigeres for elektricitetsimport i basisåret og forventet elektricitetseksport i forpligtigelsesperioden fås i stedet et fald i udledningen på 8%. Der er således et betydelig manko i forhold til målsætningen om en reduktion på 21%. Dette skyldes især forventede stigninger i udledningerne fra transport-, industri- og handelssektorerne.

Den samlede danske udledning af drivhusgasser i 1990 er opgjort til 69,0 mio. t CO₂-ækv (DMU, 2003). Heraf udgjorde landbrugets emissioner 14,3 mio. t CO₂-ækv med de største poster på 4,1 mio. t CO₂-ækv fra metan og 10,2 mio. t CO₂-ækv fra lattergas. Emissionerne fra landbruget er blevet revideret af Gyldenkerne og Mikkelsen (2004) således at den samlede emission i 1990 er opgjort til 13,4 mio. t CO₂-ækv med i alt 3,8 mio. t CO₂-ækv fra metan, 9,0 mio. t CO₂-ækv fra lattergas og 0,6 mio. t CO₂ fra kalkning og organiske jorde. Hertil kommer et bidrag på 2,4 mio. t CO₂ fra landbrugets brændstofforbrug.

Den danske regering offentliggjorde i februar 2003 *"En omkostningseffektiv klimastrategi"* (Anonym, 2003). Det er en af målsætningerne i strategien, at bidragene til finansieringen af den samlede danske reduktions-forpligtigelse af drivhusgasser fordeles på sektorerne på en

måde der er afbalanceret, dels i forhold til hvor meget den enkelte sektor i forvejen har bidraget til reduktion af drivhusgasudledningen, dels i forhold til de konkurrencemæssige og administrative hensyn, der også må tages. Der er i regeringens klimastrategi i den forbindelse fastsat et pejlemærke på 120 kr. per t CO₂, når initiativernes berettigelse skal vurderes.

Mulighederne for reduktion af drivhusgasser fra jordbrugssektoren, og omkostningerne forbundet hermed, har ikke hidtil været tilstrækkeligt godt afdækket. Det har været vurderingen, at implementeringen af vandmiljøplanerne og ammoniakhandlingsplanen har haft en indirekte effekt i form af reduktion af emission af drivhusgasser fra landbruget, ligesom at ændringer i klimabetingelserne generelt i Danmark på lang sigt vil medføre ændringer i dyrkningsbetingelserne, og dermed også indirekte påvirke landbrugets emission af drivhusgasser. Der mangler således i betydeligt omfang viden om såvel størrelsen af jordbrugets hidtidige reduktion af drivhusgasudledningen, tekniske muligheder for yderligere reduktion af udledningen af drivhusgasser fra jordbruget samt omkostningerne herved.

I denne rapport gives i kapitel 2 en gennemgang af de processer og faktorer, der betinger udslip af drivhusgasserne metan, lattergas og kuldioxid fra landbruget. Der er på grundlag af IPCC's retningslinier tilpasset en metode til opgørelse af drivhusgasser fra dansk landbrug, og i kapitel 3 redegøres for udviklingen i denne udledning samt hvor stor en del af reduktionen i denne, der kan tilskrives tidligere handlingsplaner på miljøområdet. I kapitel 4 beskrives de forventede effekter af virkemidlerne i VMPIII på udledningen af drivhusgasser, og i kapitel 5 redegøres for klimaændringernes mulige effekt på landbrugets produktion og miljøpåvirkning.

2. Kilder til emission af metan, lattergas og kuldioxid fra landbruget

Moderne, intensiv landbrugsproduktion er karakteriseret ved en hurtig omsætning af kulstof og kvælstof sammenlignet med naturlige økosystemer og skovbrug. Det resulterer i forhøjede emissioner af metan (CH_4) og lattergas (N_2O), som er produkter af hhv. kulstof- og kvælstof-omsætningen. Begge gasser bidrager til den globale opvarmning, og landbrugserhvervet bidrager på denne måde til den menneskeskabte drivhuseffekt. Drivhuseffekten af metan og lattergas er hhv. 21 og 310 gange kraftigere end effekten af CO_2 (Houghton, 1996). Kuldioxid (CO_2) fra biologiske processer er neutralt i forhold til drivhuseffekten, men ændringer i arealanvendelsen indenfor skov- og landbrug samt imellem de to arealanvendelser kan påvirke lagringen af kulstof i jord og dermed balancen mellem bundet og atmosfærisk CO_2 .

På verdensplan er den antropogene emission af metan opgjort til 375 mio. t (Houghton et al., 1996), og emissionen af lattergas til 8 mio. t (Kroeze et al., 1999). For EU tilskrives mere end 40% af metanudledningen og mere end 50% af lattergas-udledningen landbrugsproduktion. Emissionen af både lattergas og metan afhænger af en række fysisk-kemiske forhold i de miljøer, hvor de biologiske processer foregår. Her beskrives aspekter af kulstof- og kvælstofkredsløbet i tilknytning til land- og skovbrug, som har betydning for emissionen af metan, lattergas og CO_2 . Desuden skitseres kort principperne bag opgørelsen af drivhusgasemissioner fra biologiske kilder i landbrug og skovbrug.

2.1 Produktion og forbrug af metan

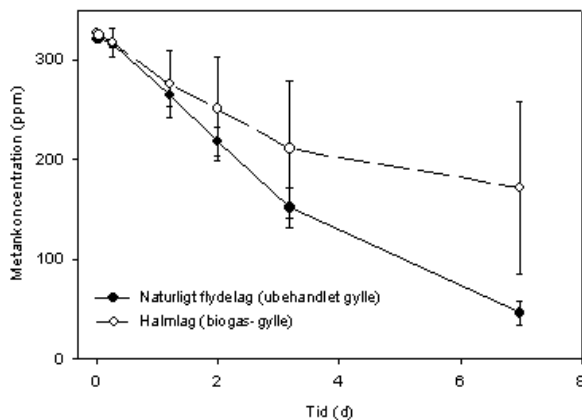
Energi som er bundet i fødevarer og alt andet organisk materiale kan frigøres gennem to typer af processer, hhv. *respiration* og *fermentation* (forgæring). Fermentation giver en kun delvis nedbrydning af det organiske materiale, og energiudbyttet er tilsvarende lavt. Flere processer må 'samarbejde' parallelt eller sekventielt om den iltfrie nedbrydning, hvis sidste trin involverer dannelse af metan. Metan dannes kun under helt iltfrie forhold, som man bl.a. finder i dyrs fordøjelsessystem og i permanent vandmættede miljøer.

Metandannelse er på flere måder en enestående proces, der hverken kan betegnes som fermentation eller respiration (Fenchel et al., 1998). Kun fem arter af metanogene bakterier er fundet i vommen hos drøvtyggere (Moss et al., 2000). Alle er brint-forbrugende, og fjernelsen af brint er vigtig, idet for højt brinttryk i vommen vil hæmme bl.a. cellulolytiske bakterier. I selve tarmen er andre typer af metan-dannende bakterier dog også repræsenteret. Drøvtyggers fordøjelse er den største enkeltkilde til metan i landbruget, og der forskes mange steder i mulighederne for at manipulere med drøvtyggers fordøjelsesprocesser med henblik på at reducere metanemissionen.

Metan i atmosfæren fjernes hovedsageligt via kemisk oxidation, men en lille gruppe bakterier er i stand til at oxidere metan. De findes i mange forskellige miljøer, men hæmmes af fysiske

forstyrrelser (Priemé et al., 1997) og af høje ammoniak-koncentrationer (Fenchel et al., 1998). Processen er fornylig påvist også at finde sted i gyllelagres flydelag (figur 1).

Retablering af vådområder vil, på grund af den ændrede vandstand, forrykke balancen mellem metanproduktion og metanoxidation. Som følge heraf øges metanemissionen fra disse arealer (appendiks A).



Figur 1. Metan kan nedbrydes i flydelag på gyllebeholdere. Figuren viser, at nedbrydningen af metan i et naturligt flydelag fra et lager med ubehandlet kvæggylle var hurtigere end i flydelagsmateriale fra et lager med biogasgylle, hvor der var etableret et flydelag af halm (Søren O. Petersen, personlig meddelelse).

2.2 Produktion og forbrug af lattergas

Ammonium (NH_4^+) kan indarbejdes i organiske forbindelser, eller det kan omdannes til nitrat via den bakterielle proces *nitrifikation*. Nitrat (NO_3^-) kan ligeledes udnyttes som kvælstofkilde i opbygningen af organisk stof, men under iltfattige forhold kan nitrat også indgå i en proces der kaldes *denitrifikation*, hvorved nitrat omdannes til frit kvælstof. Lattergas er et biprodukt fra nitrifikationsprocessen, og et frit mellemprodukt i denitrifikation.

Nitrifikationen består af to trin, som udføres af hver sin specialiserede bakteriegruppe. Ubalance mellem de to processer kan føre til ophobning af nitrit (NO_2^-), som er en kraftig cellegift. Nitrificerende bakterier og også andre grupper kan omdanne nitrit til lattergas, og neutralisering af nitrit er formentlig en hyppig årsag til lattergas-emission via nitrifikation (Wrage et al., 2001). Lave iltkoncentrationer og lavt pH er to miljøfaktorer, som fremmer produktionen af lattergas via nitrifikation (Firestone og Davidson, 1989).

Lattergas er som nævnt et frit mellemprodukt i denitrifikationsprocessen, og nettodannelse af lattergas ses typisk ved overgang fra iltede til iltfrie forhold. Det kan f.eks. forekomme i for-

bindelse med nedbør, hvor jorden opfugtes, eller det kan være et rumligt fænomen, f.eks. omkring planterester eller gødning under nedbrydning (Højbjerg et al., 1994). Også denitrifikation producerer relativt mere lattergas ved lavt pH (Firestone og Davidson, 1989).

Lattergastab via nitrifikation og denitrifikation kan forekomme når handels- og husdyrgødning omsættes i jorden, men også ved nedbrydning af afgrøderester som indeholder kvælstof. Afgrøderester med en høj kvælstofkoncentration har en forhøjet risiko for emission af lattergas (Larsson et al., 1998). I det hele taget har jordens kvælstofstatus (mængde og tilgængelighed) betydning for den potentielle lattergasemission.

2.3 Kilder til metan og lattergas

I opgørelsen af metan- og lattergasemissioner fra landbruget opererer FN's klimapanel med en række kategorier (Tabel 1). Det fremgår, at metan primært kommer fra husdyrs fordøjelse og husdyrgødning under lagring, mens lattergas primært dannes i forbindelse med planteproduktionen. Handels- og husdyrgødning, afgrøderester og kvælstof tabt via nitratudvaskning eller ammoniakfordampning anses for at være de væsentligste kilder til lattergas. I det følgende gives en kortfattet gennemgang af kilderne til metan og lattergas.

Tabel 1. Opdeling af emissionskilder (IPCC, 1997).

Stof	Kilde
Metan	Husdyrs fordøjelsesprocesser
	Gødningshåndtering
Lattergas	Gødningshåndtering
	Handelsgødning
	Udbragt husdyrgødning
	Kvælstoffiksering
	Afgrøderester (og spildevandsslam)
	Dyrkning af organiske jorde
	Afgræsning
	Ammoniakfordampning
	Nitratudvaskning

2.3.1 Metan fra husdyrs fordøjelsesprocesser

Metan fra dyrenes fordøjelse er et spildprodukt, og udslippet af metan afhænger af foderets sammensætning. Et højt indhold af letforgærbare kulhydrater (sukker og stivelse) giver lav metanproduktion, hvorimod et højt indhold af fiber (træstof, cellulose) stimulerer metanproduktionen gennem påvirkning af forgæringsmønstret. Fedt forgæres ikke, og kan derudover hæmme metanproduktionen, og derfor vil fedttilskud til rationen reducere metanproduktionen.

Drøvtyggerses vom-mikroflora kan udnytte fiber (cellevægskulhydrater), som udgør en relativt stor del af deres foder. Vommen er endvidere med til at forlænge foderets opholdstid i dyret sammenlignet med enmavede dyr som f.eks. svin. Køer producerer derfor langt mere metan i forhold til indtagelsen af energi end det er tilfældet for svin.

2.3.2 Metan fra gødningshåndtering

Husdyrgødning fra opstaldede dyr opbevares typisk i en periode, inden det udbringes på dyrkningsjorden. Staldsystemet afgør, om gødningen opsamles som gylle (en blanding af fæces og urin), som dybstrøelse eller som fast staldgødning og ajle. Opholdstiden i stald og lager varierer ligeledes med staldsystemet. Potentialet for metanproduktion er større i svinegødning end i kvæggødning pga. kvægets mere effektive fordøjelsessystem.

I gyllelagre er der gode betingelser for metanproduktion, afhængigt af gyllens sammensætning og af temperaturen i lageret (Husted, 1994). Metanoxidation kan forekomme i flydelaget (figur 1), og nye undersøgelser peger på at dette kan reducere metanemissionen med omkring 10% under praktiske forhold. Denne effekt ser ud til at forstærkes ved en fast overdækning som ændrer mikroklimaet i flydelaget (appendiks B).

For fast gødning er situationen mere kompliceret. Gødningens struktur og iltforbruget i lageret afgør, i hvilket omfang betingelserne for metan og lattergas er til stede. En åben struktur med et godt luftskifte fremmer muligheden for at fast gødning komposterer. Balancen mellem iltforbrug og luftskifte afgør generelt risikoen for udslip af metan fra iltfrie processer i lagret husdyrgødning (Sommer og Møller, 2000). Der synes at være en større tendens til kompostering i fast svinegødning end i fast kvæggødning (Petersen et al., 1998a).

2.3.3 Lattergas fra gødningshåndtering

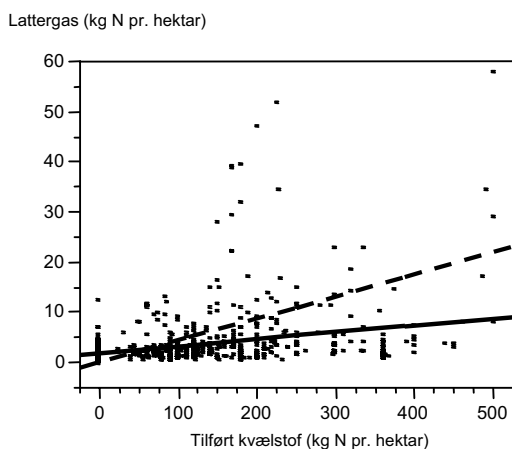
Der er kun fundet beskedne emissioner af lattergas fra stalde (Henriksen et al., 2000) og gyllelagre (Sommer et al., 2000). For lagre med fast gødning eller dybstrøelse kan lattergasemission, ligesom metan, være afhængig af potentialet for kompostering. Men hvor metanemissioner vil stamme fra lagerets indre, iltfrie dele, så stammer lattergasemissioner formentlig fra iltfattige lag nær lagerets overflade. Der er dog stor usikkerhed omkring reguleringen af gasformige tab fra denne kilde.

2.3.4 Lattergas fra handelsgødning

Tilførsel af handelsgødning kan føre til lattergasemissioner via de to processer nitrifikation og denitrifikation. Kun ammoniumholdige gødninger, herunder urea, vil stimulere nitrifikationen. Salpeterholdige handelsgødninger, eller nitrat produceret via nitrifikation, kan stimulere denitrifikationen, dog kun hvis bakterierne samtidig har adgang til letnedbrydeligt organisk materiale og der er iltfattige forhold.

2.3.5 Lattergas fra udbragt husdyrgødning

FN's klimapanel anbefaler, at emissionen af lattergas fra udbragt husdyrgødning beregnes på samme måde som for handelsgødning, dvs. alene på grundlag af kvælstoftilførslen. Dermed ses bort fra at der med husdyrgødning også tilføres organisk stof, som kan stimulere denitrifikationen direkte og indirekte. Nedbrydningen af organisk stof medfører et stort iltforbrug, som i en periode kan medføre iltfattige forhold i omkring gødningen. Dette kan som tidligere nævnt forøge andelen af lattergas fra såvel nitrifikation som denitrifikation. Nye opgørelser af tilgængelige måleresultater har indikeret, at såvel på verdensplan (Lægread og Aastveit, 2002) som under nordiske forhold (Klemedtsson og Klemedtsson, 2002) er der en klar tendens til højere emissioner af lattergas fra husdyrgødning end fra handelsgødning (figur 2).



Figur 2. Emissioner af lattergas som funktion af N-tilførselsmængden (begge kg N ha^{-1}). Figuren omfatter alle tilgængelige undersøgelser med en varighed på >50 dage. Forklæringsgraden er lav, blot 13%, og en af årsagerne kan være at der er forskel på emissionerne fra husdyrgødning (stiplet linie) og handelsgødning (fuldt optrukket linie). De to liniers hældning svarer til emissionsfaktorer på ca. 0,04 og 0,015 (efter Lægread, 2002).

2.3.6 Lattergas fra kvælstoffiksering

Kvælstoffikserende afgrøder som ært, lucerne og kløver kan være med til at opretholde jordens kvælstofstatus, hvilket især har betydning for økologiske bedrifter med begrænset adgang til husdyrgødning. Fikseret kvælstof kan lække fra planterødder, eller det kan frigives når planterester senere nedbrydes. Omsætningen heraf i jorden kan give anledning til emissioner af lattergas. Opgørelsen af emissionen vedrører alene den menneskeskabte udledning. Derfor medtages kun kvælstoffikseringen fra bælplanter, og ikke den abiotiske kvælstoffiksering i jorden, som også forekommer i naturlige økosystemer.

IPCC (1997) anbefaler, at kvælstoffikseringen indgår på lige fod med anden kvælstoftilførelse i den nationale opgørelse af lattergasemissionen. For at undgå dobbelt bogholderi er der i den seneste danske emissionsopgørelse ikke medregnet kvælstof i planterester fra kvælstoffikserende afgrøder (Gyldenkerne et al., 2004).

2.3.7 Lattergas fra afgrøderester

Kvælstof i det høstede udbytte fjernes, mens kvælstof i efterladte afgrøderester omsættes i marken. Omsætningen af denne kvælstofpulje kan også føre til lattergasemission. Afgrøderester synes at være en betydelig kilde til lattergas, men kvantificering af denne kilde, der sker på grundlag af høstudbytter, kvælstofprocenter og skøn over sammensætningen af efterladte afgrøderester, er vanskelig og behæftet med betydelig usikkerhed.

2.3.8 Lattergas fra dyrkning af organiske jorde

Opdyrkning af organiske jorde fremskynder omsætningen af det organiske stof som er ophobet i jorden. Den medfølgende acceleration af kvælstofomsætningen vil føre til emission af lattergas.

2.3.9 Lattergas fra gødning afsat under afgræsning

Risikoen for lattergasemission fra kvælstof i gødning og urin, som afsættes på marken under afgræsning, er relativt høj sammenlignet med kvælstof udbragt i husdyrgødning. Det skyldes bl.a. den høje punktbelastning i urinpletter eller gødningsklatter, samt nedtrængning og plante-skader pga. dyrenes færdsel. De største tab er knyttet til urinpletter (Oenema et al., 1997), hvor der i en periode vil være høj fugtighed samt høje ammoniakkoncentrationer, en kombination som stimulerer lattergasproduktion via nitrifikation. Kvælstofoverskud i foderet udskilles primært via urinen, og risikoen for lattergastab afhænger dermed også af faktorer som fodringspraksis, dyrenes mælkeproduktion og kløverandel i marken (Petersen et al., 1998b).

2.3.10 Lattergas afledt fra kvælstofdeposition

Gasformige tab af kvælstofforbindelserne ammoniak (NH_3) og NO_x (primært kvælstofilte, NO) udgør en indirekte kilde til lattergas. Efter deposition vil forbindelserne indgå i den biologiske omsætning af kvælstof og kan dermed give anledning til lattergasemission. Derfor indgår denne tabspost også i opgørelser af drivhusgasudledninger fra landbruget.

Kvantitativt domineres denne post helt af ammoniakfordampningen fra stalde, lagre og udbringning af husdyrgødning samt fra anvendelse af handelsgødning med reduceret kvælstof (f.eks. urea, flydende ammoniak). Kvælstofilte (NO) er et produkt af nitrifikation og produceres især under relativt tørre jordbundsforhold (Davidson et al., 2000). Emissionen er i samme

størrelsesorden som emissionen af lattergas, og den afledte lattergas herfra er to størrelsesordener mindre. I det efterfølgende fokuseres derfor på ammoniakfordampningen.

Ammoniak tabes fra stalde og husdyrgødningslagre. Klimatiske forhold (temperatur, nedbør, vindhastighed) har stor betydning for processen. Komposterende forhold vil fremme ammoniaktab fra lagre med fast gødning pga. høj temperatur og et stort luftskifte (Petersen et al., 1998a). I marken har udbringningspraksis stor betydning for ammoniaktabet fra husdyrgødning og ammoniakholdige handelsgødninger (Sommer og Hutchings, 1995).

2.3.11 Lattergas afledt fra nitratudvaskning

Kvælstof kan tabes fra dyrkningsjorden via udvaskning af nitrat. Nitrat vil via grundvand og drænvand blive transporteret mod vandløb og søer og til sidst ende i havet, med mindre det omsættes via denitrifikation undervejs dertil. Denitrifikation - og dermed lattergasproduktion - kan forekomme i det iltfattige grundvand, hvis der er adgang til nedbrydeligt organisk stof. Potentialet for denitrifikation er stort hvis grundvandet passerer gennem vådområder langs vandløb og søer, hvor jordens indhold af organisk stof typisk er højt. Imidlertid er nitrat generelt den begrænsende faktor for denitrifikation i vådområder, og det medfører at frit kvælstof er det dominerende slutprodukt, mens emissionen af mellemproduktet lattergas er beskeden. Den tilgængelige danske og internationale litteratur tyder ikke på, at vådområder har en lattergasemission som er større end hvad man vil forvente hvis nitrat i grundvandet omsættes i vandløb og søer (appendiks A).

2.4 Energiforbrug og energiproduktion

Landbruget energiforbrug opdeles i et direkte og et indirekte energiforbrug. Det direkte energiforbrug dækker over energibærere, der direkte omsættes til energi f.eks. ved forbrænding (olie, benzin, gas, halm, elektricitet m.v.). Det direkte energiforbrug i det primære jordbrug udgjorde i 1992 ca. 5% af det samlede danske bruttoenergiforbrug (Dalgaard et al., 2000).

Det indirekte energiforbrug er den energi, der er medgået til produktion, forarbejdning og distribution af de energibærere, der ikke direkte kan omsættes til energi. Det dækker således over energiværdien i gødning, pesticider, maskiner, bygninger m.v.

Landbrugets samlede direkte energiforbrug er beregnet til 32 PJ i 1996 og det tilsvarende indirekte energiforbrug udgjorde 47 PJ (Dalgaard et al., 2000). Det indirekte energiforbrug er derfor samlet set større end det direkte energiforbrug, og den tilhørende CO₂-emission vil tilnærmelsesvis være tilsvarende større. Det er dog kun det direkte energiforbrug fra olie og smøremidler, der i den nationale opgørelse tillægges landbruget. En betydelig del af det indirekte energiforbrug skyldes import af proteinfoder, hvor det tilhørende energiforbrug finder sted i udlandet.

Landbruget bidrager også til energiproduktion og dermed til fortrængning af fossil energi. Overskudbiomasse især i form af halm anvendes i halmfyr og i kraftværker til produktion af varme og el. Hertil kommer energiproduktion fra afgang af husdyrgødning, som dog især foregår på biogasfællesanlæg, hvor der tilføres anden form for organisk affald som bidrag til gasproduktionen.

2.5 Lagring af kulstof

Mængden af kulstof (C) i landbrugs- og skovbrugssystemer udgøres primært af C i jordens organiske stof og i skovens vedmasse. Hertil kommer C bundet i landbrugsafgrøder, husdyr, husdyrgødning mv. Disse mindre poster udgør dog så lille en andel af den totale mængde, at de kan ignoreres. Endvidere udviser disse mindre poster en betydelig variation over året, men kun lille ændring mellem årene.

2.5.1 Puljer og fluxe af kulstof

På verdensplan svarer puljen af C i landjordens vegetation til ca. 80% af C i atmosfærens CO₂, mens jordbunden indeholder godt dobbelt så meget C som atmosfæren. Den årlige udveksling af C mellem landjorden og atmosfæren svarer til 8% af atmosfærens samlede CO₂ mængde. Denne udveksling drives af planternes fotosyntese og den løbende nedbrydning af planterester og jordens organiske stof. Hertil kommer frigivelse af CO₂ ved afbrænding af plantemateriale.

I modsætning til landbrugssystemer har skovene et stort lager af C i mere vedvarende biomasse. Skovens biomasse består dels af den overjordiske del af træer, buske og planter samt af den underjordiske del, rodsystemet. I forbindelse med den seneste skovtælling (Larsen og Johannsen, 2002) er det gennemsnitlige lager af C i biomassen beregnet til 57 t ha⁻¹. Dette tal dækker over skovarealer som midlertidigt er uden trævækst og dermed uden C i biomasse, såvel som gamle skovbevoksninger med op til 250 t C ha⁻¹.

Ændringer i skovens biomasse kan især føre til øget lagring af C i forbindelse med skovrejsning på landbrugsjord. Men også ændrede driftsformer, såsom overgang til naturnær skovdrift eller reduceret hugst, må antages at føre til en større gennemsnitlig biomasse pr. ha og dermed til større lagring af C.

2.5.2 Kulstofpuljer i jorden

Indholdet af organisk stof i jorden udgøres af rester af planter, dyr og mikroorganismer i alle nedbrydningsstadier, samt af forskellige omsætningsprodukter fra nedbrydningen. Hovedparten af jordens totale C-indhold er således bundet i organiske forbindelser. Danske undersøgelser i Kvadratnettet har vist, at de øverste 50 cm af dyrket jord i gennemsnit af JB1 til JB7 (mineraljord) indeholder 110 t C ha⁻¹ (Heidmann et al., 2001). Organisk jorde med oprindelse

i bl.a. højmoser eller ådale kan have et betydeligt højere indhold af C, med store variationer mellem steder afhængigt af oprindelse og dyrkningshistorie.

I skovjord lagres kulstof dels i det organiske lag (kaldet O-horisont) ovenpå mineraljorden, og dels i den underliggende mineraljord. O-horisonten dannes ved at nedfaldet løv, grene og kviste (benævnt strø) under uforstyrrede forhold ophobes ovenpå mineraljorden. På steder med aktive populationer af større jordbundsdyr (f.eks. regnorme) kan strøet blive opblandet i den øverste del af mineraljorden. En ny dansk undersøgelse har på grundlag af 140 jordbundsprofiler fundet, at der i den øverste meter samt O-horisonten i veldrænede skovjorde er ca. 125 t C ha⁻¹ (Vejre et al., 2003). Der er mest C i sandede jorde (150 t C ha⁻¹) og mindst C i lerholdige jorde (88 t C ha⁻¹). I dårligt drænede skovjorde er mængden af C dog betydeligt højere, men der findes ikke repræsentative data for dette.

I agerjord er O-horisonten generelt fraværende, idet planterester ved jordbearbejdning opblandes i de øverste 20-25 cm (pløjelaget). Ved skovdrift sker evt. jordbearbejdning med meget lange mellemrum, hvilket giver en relativt langsommere omsætning af organisk stof i skovjorden. Den langsommere omsætning kan også tilskrives, at det organiske stof har ringere kvalitet end i landbruget mht. næringsstoffer og organiske indholdsstoffer. Ved analyse af 28 sammenhørende skov- og agerjordsprofiler i Danmark blev der fundet 23 t C ha⁻¹ mere i skovjord end i landbrugsjord (Vesterdal et al., 2002a). Forskellen kunne dog alene tilskrives O-horisonten i skovjorden. Undersøgelser af forskelligaldrede bevoksninger plantet på landbrugsjord har vist, at det på leret, næringsrig jord kan tage mindst 30 år før der sker en opbygning af kulstof i mineraljorden (Vesterdal et al., 2002b). På sandet jord har lignende undersøgelser dog indikeret, at mineraljorden begynder at binde C tidligere (Vesterdal et al., upubliceret).

For en dyrket jord er indholdet af organisk stof udtryk for balancen mellem tilførsel og nedbrydning af organisk materiale i jordens forskellige organiske puljer. Forsøg med vedvarende vegetationsfri brak (Christensen og Johnston, 1997) og nye undersøgelser af ¹³C/¹²C-forholdet i jord bevokset med C₄- afgrøder har samstemmende vist, at mængden af labilt organisk bundet C i jorden er væsentlig større end hidtil antaget (Hansen et al., 2002). Denne nye erkendelse bekræftes af modelberegninger over langvarige forsøgsserier (Bruun et al., 2003). Samlet set er der grund til at antage, at en betydelig del (25-50%) af jordens organiske stof kan manipuleres inden for relativt korte tidsrum (< 25 år).

Omsætningsprodukter fra nedbrydning af organisk stof danner sammen med jordens mineraliske bestanddele komplekser, der i varierende grad beskytter de organiske forbindelser mod videre nedbrydning. Især binding til ler- og siltpartikler fører til stabilisering af det organiske stof i jorden. Jordens samlede C-pulje udgøres således af organisk stof med meget forskellig natur og omsættelighed. En væsentlig del er meget stabilt med halveringstider, der tælles i århundreder. Andre fraktioner omsættes med halveringstider, der strækker sig fra måneder til årtier. Mængden af organisk stof og dets fordeling på fraktioner af forskellig stabilitet afhæ-

ger af tidspunkt for opdyrkning, jordtype og dræningsforhold samt af driftsformen. En driftsform med hyppig brug af græsmarker, stor tilbageførsel af planterester og tilførsel af betydelige mængder husdyrgødning vil føre til en større lagring af C i jorden end en driftsform med intensiv kornavl og rækkeafgrøder, bortførsel af halm og brug af handelsgødning.

2.5.3 *Hvordan kan jordens kulstofpuljer ændres?*

Dyrkningsjordens indhold af C kan principielt ændres på to måder; enten gennem tiltag, der påvirker den tilførte C mængde, eller gennem tiltag der påvirker omsætningen af C i jorden (Paustian et al., 1997). Mængden af C, der tilføres med planterester, påvirkes gennem valg af afgrøde og træart, tilbageførsel af planterester (f.eks. halm) og gødning (herunder husdyrgødning). Omsætningen af kulstof i jorden påvirkes via ændret mikroklima og jordstruktur, som er et resultat af afgrødevalg, jordbearbejdning, dræning, gødskning, vanding og kalkning. Indenfor skovbruget antages den mere udbredte anvendelse af naturlig foryngelse og naturnært skovbrug at kunne føre til bevarelse af jordens organiske stof på et gennemsnitligt højere niveau set over flere trægenerationer. I jord med dårlig dræning og dermed lav ilttilgang vil omsætningen af det organiske stof være hæmmet, hvilket dog under visse forhold kan føre til emissioner af metan (appendiks A).

Jordbearbejdningen medfører en fysisk forstyrrelse af jordens struktur som vil øge omsætningen af organisk stof i jorden (Balesdent et al., 1990; Beare et al., 1994; Six et al., 2000). Årsagen er bl.a. en delvis opbrydning af aggregater som har beskyttet organisk stof mod mikrobiel omsætning (Adu og Oades, 1978; Elliott, 1986). Jordbearbejdningens stimulation af biologisk aktivitet afhænger af jordens aggregeringsgrad og tidspunktet for bearbejdningen, men også af mængden og sammensætningen af det fysisk beskyttede organiske materiale.

Landbrugets anvendelse af kalk som jordforbedringsmiddel bidrager også til udledning af CO₂. De vigtigste karbonatholdige kalkningsmidler er jordbrugskalk, CaCO₃, og dolomit, CaMg(CO₃)₂. Når kalken tilføres jorden vil der blive frigivet CO₂ i ligevægtsreaktionen med bikarbonat. Normalt tilføres kalk jævnlige for at sikre et passende reaktionstal i jorden, og frigivelsen af CO₂ kan her antages at svare til tilførslen af C i kalken.

2.6 Opgørelse af drivhusgasemissioner

FN's klimapanel (IPCC) vurderer det videnskabelige grundlag for ændringer i jordens klima. Overvågningen af klimaet og drivhusgasudledningen foregår under FN's klimakonvention (UNFCCC). Til det formål indsamles hvert år oplysninger om de enkelte landes emissioner af klimarelevante gasser, herunder drivhusgasser fra landbruget og optag af CO₂ i skovene. IPCC har fastlagt standardværdier for otte større geografiske områder og tre klimazoner, som gør det muligt at udarbejde en opgørelse alene med kendskab til antal husdyr samt arealanvendelsen. Disse værdier kan benyttes i den udstrækning et land ikke har adgang til et mere detaljeret datagrundlag for de nationale forhold.

Grundlæggende handler opgørelserne om at multiplicere aktivitetsdata (antal, areal) med emissionsfaktorer. Aktivitetsdata bliver ofte opgjort på grundlag af det enkelte lands egne opgørelser som eksempelvis landbrugsstatistikken (Petersen et al., 2002). En afvigelse fra IPCC procedurer og standard-værdier for emissionsfaktorer forudsætter grundig dokumentation.

2.6.1 Metan

Der opereres med to kilder til metan, hhv. husdyrs fordøjelse og lagre med husdyrgødning. For begge kilder er emissionen knyttet til antallet af dyr indenfor forskellige husdyrkategorier, mens lagringsmetoden (f.eks. gylle, fast staldgødning) er prædefineret for den enkelte staldtype. Der er tre trin i beregningen:

- 1) Opdel husdyrbestanden i et antal kategorier og evt. underkategorier (f.eks. malkekøer, kødkvæg)
- 2) Fastsæt emissionsfaktorer (EF) for hver kategori. Dette kan gøres simpelt med en standard EF (Tier 1), eller det kan gøres mere nøjagtigt på grundlag af stofskifteberegninger for danske forhold (Tier 2).
- 3) Multiplicér husdyrkategorierne med de respektive EF-værdier og opsummer.

Tabel 2. Metanemission fra husdyr og husdyrgødning beregnes for Danmark på grundlag af de viste kategorier og emissionsfaktorer gældende for 2001 (Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Systemanalyse).

Kategori	Husdyrs fordøjelse		Lagre med husdyrgødning	
	Metode	EF (kg CH ₄ dyr ⁻¹ år ⁻¹)	Metode	EF (kg CH ₄ dyr ⁻¹ år ⁻¹)
Malkekvæg	Tier 2	119,7	Tier 2	22,2
Kødkvæg, kalve, kvier, tyre	Tier 2	39,6	Tier 2	1,3
Får, inkl. lam	Tier 2	17,2	Tier 2	0,3
Heste	Tier 2	23,9	Tier 2	1,8
Søer	Tier 2	2,6	Tier 2	7,1
Slagtesvin	Tier 2	0,4 ^a	Tier 2	1,1 ^a
Fjerkræ		Ikke estimeret	Tier 2	0,023-0,177
Geder inkl. kid	Tier 2	13,2	Tier 2	0,23
Mink inkl. hvalpe		Ikke estimeret		0,73 ^b

^a per produceret slagtesvin, ^b Gælder mink med gyllesystem

Tabel 2 angiver de aktuelt anvendte kategorier og EF for hhv. dyrenes fordøjelse og lagret husdyrgødning.

2.6.2 Lattergas

I modsætning til metanemissioner som er knyttet til antal husdyr, så tages der for lattergas udgangspunkt i kvælstofmængder. Kilderne omfatter lagre med husdyrgødning, handels- og husdyrgødning der tilføres dyrkningsjorden, biologisk kvælstoffiksering, afgrøderester, opdyrkning af organogene jorde samt indirekte emissioner fra atmosfæriske tab (ammoniak, kvælstofilter) og kvælstofudvaskning.

For husdyrgødning skelnes der mellem en række lagertyper, hvortil der knyttes forskellige EF (tabel 3). Anvendelsen af de forskellige lagertyper vil typisk følge nationale opgørelser.

Tabel 3. Kategorier vedr. lagring af husdyrgødning samt de anbefalede emissionsfaktorer for lattergas (IPCC, 1997, 2000b).

Husdyrgødningshåndteringssystem	Emissionsfaktor (kg N ₂ O-N kg ⁻¹ N)
Laguner	0,001
Gyllelagre	0,001
Udbragt dagligt	0
Lagre med fast staldgødning/dybstrøelse	0,02
Afsat under afgræsning	0,02
Anvendt til brændsel	-
Andre	0,005

Tabel 4. Direkte og indirekte kilder til lattergas fra dyrkningsjorden samt de tilhørende emissionsfaktorer (IPCC, 1997, 2000b).

Kilde	Emissionsfaktor (kg N ₂ O-N kg ⁻¹ N)
Handelsgødning	0,0125 [#]
Husdyrgødning	0,0125 [#]
Biologisk kvælstoffiksering	0,0125
Afgrøderester	0,0125
Atmosfæriske tab af NH ₃	0,0100
Kvælstofudvaskning	0,0250
Dyrkning af organogene jorde	8 kg N ha ⁻¹ [§]

[§] Denne værdi gælder for den klimazone, som Danmark tilhører.

[#] IPCC overvejer en revision af disse emissionsfaktorer, sådan at den forventede emission af lattergas fra handelsgødning reduceres (f.eks. til 0.008), mens emissionen fra husdyrgødning øges (f.eks. til 0,025).

For de direkte og indirekte kilder til lattergas fra dyrkningsjorden anvendes som nævnt kvælstofmængderne som aktivitetsdata, dog med undtagelse af det tab som er knyttet til opdyrk-

ningen af organogene jorde, som er knyttet til areal. Emissionsfaktorerne er som anført i tabel 4.

2.6.3 CO₂

I Kyoto-protokollen under UNFCCC skelnes mellem fluxe af CO₂ som kan tilskrives skovrydning, skovrejsning og gentilplantning (artikel 3.3), og fluxe af CO₂ som kan tilskrives ændret skovdyrkning og ændret dyrkning af landbrugsafgrøder og græsmarker (artikel 3.4). Metoderne til opgørelse af CO₂-fluxene er beskrevet af IPCC (1997) i afsnittet vedr. i LULUCF, og der er i øjeblikket en "Good Practice Guidance for LULUCF" under godkendelse i IPCC-systemet. LULUCF beskriver de fluxe, der vedrører arealanvendelse, ændringer i arealanvendelse samt skovbrug.

Fluxene af CO₂ under artikel 3.3 vedrører kulstof, som lagres i de nye skoves vedmasse og jord. Da skovrejsning på tidligere landbrugsjord er den dominerende ændring i arealanvendelsen, er det udelukkende kulstoflagringen ved skovrejsning som er inddraget. I princippet skal herfra trækkes effekten af at rydde skov til anden anvendelse. Det kan der imidlertid ses bort fra, da Danmark har en særdeles restriktiv skovlov, som gør at skovrydningen er minimal. Kulstoffluxen beregnes for hver kategori som arealet $\times$ fluxen, og den totale flux beregnes som summen af de enkelte komponenter.

Fluxene under artikel 3.4 vedrører ændringer i vegetationens og jordens C-lager. Fluxen af C til og fra biomasse og mineraljord skal under Kyoto-protokollen opgøres efter et netto-netto princip, hvor fluxen beregnes som ændringshastigheden for C-lagring i opgørelsesperioden (2008-2012) minus ændringshastigheden for C-lagring i referenceåret (1990). Ændringshastigheden kan beregnes på forskellig vis, men metoden skal være den samme i opgørelsesperioden som i referenceåret. For skov- og landbrug indgår følgende potentielle kilder til CO₂-emission og CO₂-binding:

- Nettoændring af indholdet af kulstof i mineraljord i forbindelse med ændringer i arealanvendelse og dyrkning. Denne post opgøres efter netto-netto princippet.
- Nettoændring af jordens kulstoflager ved dræning og opdyrkning af organiske jorde eller ved retablering af vådområder.
- Emission af CO₂ fra tilførsel af kalk til landbrugsjorden.
- Nettoændring i skovenes lager af C i biomassen som følge af ændret skovdrift.

For landbrugets mineraljorde opgøres en ændringshastighed for alle ændringer i arealanvendelse ganget med det areal, som ændringen omhandler. Ændringshastigheden kan i udgangspunktet beregnes som en ændring af ligevægtsniveauet for C i jorden under forskellig arealanvendelse delt med den tid, som ændringen vil foregå over (f.eks. 20 år). Hvis der ikke foreligger nationale estimater for ændringshastighederne, kan der for Danmarks vedkommenter benyttes standard IPCC-værdier for tempererede fugtige klimaforhold.

Arealanvendelsesændringerne opgøres for relevante kombinationer af dyrkningspraksis og naturgivne forhold, f.eks.:

- Jordtype
- Grad af forstyrrelse af jorden (f.eks. jordbearbejdningshyppighed og -intensitet)
- Niveau for input af organisk stof (f.eks. planterester, rødder, husdyrgødning, slam m.v.)
- Arealer tilsået med græs (f.eks. udtagne arealer).
- Braklagte arealer uden bevoksning
- Arealer tilplantet med flerårige afgrøder og træer, som ikke er omfattet af artikel 3.3 i Kyoto-protokollen, f.eks. læbælter, frugtplantager og andre flerårige plantager, som f.eks. energipil.
- Arealer konverteret til dyrkningsjord siden 1990 som ikke hører under andre arealanvendelseskategorier.

Emissionen af CO₂ fra organiske jorde opgøres som det opdyrkede areal ganget med en årlig emission. Der bør om muligt skelnes mellem emissionen fra opdyrkede højmoser, hvor IPCC (1997) foreslår en årlig emission på 10 t C ha⁻¹ år⁻¹, og emissionen fra opdyrkede mineraljorde med tidligere høj grundvandsstand og dermed højt indhold af organisk stof i jorden.

Emissionen af CO₂ fra kalkning opgøres som tilførslen af C i jordbrugskalk og dolomitkalk.

Mulighederne for at medregne kulstofbinding indenfor skovbrug relaterer sig både til Kyoto Protokollens artikel 3.3 og 3.4. Som en direkte, menneskeskabt ændring i arealanvendelse kan kulstofbindingen som følge af de danske skovrejsningsaktiviteter siden 1990 medregnes under artikel 3.3. Denne artikel har Danmark valgt at gøre brug af. Ændringer i kulstoflagring i *dyrkede* skove, der eksisterede før 1990, kan medregnes under artikel 3.4 såfremt disse ændringer er menneskeskabte og definerede som resultat af en strategi el. lign. Herunder hører f.eks. ændret hugstpolitik, overgang til naturnær skovdrift, træartsvalg og dræningstilstand. Danmark har fået tildelt en meget lille kvote under artikel 3.4 på 0,18 mio. tons CO₂ år⁻¹, og det er indtil videre besluttet ikke at inkludere tiltag under artikel 3.4 i det nationale drivhusgasregnskab. Da det formodentlig bliver svært for Danmark at nå reduktionsmålet, kan det dog være relevant at se på potentialet for CO₂-lagring under artikel 3.4, såfremt kvoten senere ændres.

Kulstofbinding ved skovrejsning og i eksisterende skove opgøres på grundlag af den nye danske Skovstatistik, der opgør status for vedmassen i prøveflader over hele landet. Hvert år opgøres vedmassen og hugsten i en repræsentativ femtedel af prøvefladerne, således at der hvert år også kan beregnes et estimat for kulstoflageret samt ændringer i dette (tilvækst ÷ hugst). Der indgår indtil videre ikke jordbundsundersøgelser i den danske Skovstatistik sådan som det f.eks. er tilfældet for den svenske Skovstatistik, og dette er en mangel for at Danmark kan opfylde minimumskravet til Kyoto-rapportering ved at kunne dokumentere, at skovjordene ikke udgør en kilde til CO₂ udledning.

For 1990-1999 er den årlige CO₂-binding i de danske skoves biomasse anslået til 3,1 mio. t CO₂ år⁻¹, mens den årlige CO₂-binding fra og med 2000 er anslået til 3,5 mio. t CO₂ år⁻¹ (Larsen og Johannsen, 2002). Denne binding hidrører fra nettotilvæksten, dvs. forskellen mellem bruttotilvækst og hugst. Det er dog sandsynligvis ikke hele denne mængde CO₂, der kan krediteres i forpligtelsesperioden, da optaget skal kunne henføres direkte til menneskeskabte tiltag ("direct human-induced activities"), og det er endnu ikke klart defineret, hvilke tiltag, der vil kunne krediteres under artikel 3.4 i forpligtelsesperioderne. Eksempelvis er det ambitionen, at effekter af skæv aldersklassedistribution i skov som følge af aktiviteter før 1990 (f.eks. stormfald) skal modregnes, ligesom der skal korrigeres for effekter af indirekte menneskeskabte faktorer som f.eks. kvælstofdeposition. Arealerne med artikel 3.4 aktiviteter skal være geografisk lokaliserede og veldefinerede for at undgå overlap mellem aktiviteterne (dobbelt bogføring).

For de tiltag, der medregnes under Kyoto-protokollens artikel 3.4 er der knyttet nogle særlige krav til verifikation, som i princippet indebærer at tiltagets effekt skal efterprøves med en metode, der er uafhængig af den metode som benyttes i den nationale opgørelse. Det er dog endnu uafklaret hvad denne verifikation vil indebære i praksis.

3. Udviklingen i landbrugets emissioner af drivhusgasser

Ved opgørelse af drivhusgas emissionen anvender DMU et databaserelateret system (Gylden-kærne et al., 2004), som er baseret på de danske normtal for husdyrproduktionen, emissions-opgørelserne for ammoniak og udvaskningsberegningerne foretaget i forbindelse med VMP II. Emissionsopgørelsen er således tilpasset det danske effektivitets- og produktionsniveau samt de forhold som i øvrigt gør sig gældende i Danmark som f.eks. stalddtypefordeling og udbringningspraksis. Opgørelsen baserer sig i øvrigt på retningslinierne fra FN's klimapanel (IPCC, 1997, 2000b) med de usikkerheder, som dette indebærer i forhold til de faktiske emis-sioner (afsnit 2.5).

I beregningerne af metan fra fordøjelsesprocesserne indgår en opgørelse af energiindtag og foderforbrug. Her anvendes data som angivet i Laursen (1994), Poulsen og Kristensen (1997) og Poulsen et al. (2001) samt genberegninger af foderforbruget i forbindelse med VMPII op-gørelserne (H. Damgaard Poulsen, pers. medd.).

Metanudledningen fra håndtering af husdyrgødningen beregnes ud fra energien i husdyrgød-ningen under hensyntagen til lagringsforholdene. IPCC (1997) anvender indtaget af ufordøjet bruttoenergi. Ved denne metode tages der ikke hensyn til at forskellige stalddsystemer tilføjer energi som følge af strøning med halm og foderspild. I den danske opgørelse adderes derimod halm anvendt til strøelse, jf. Poulsen et al. (2001).

Lattergas dannes ved såvel nitrifikation som denitrifikation og forekommer således stort set alle steder, hvor kvælstof er til stede. Emissionen af lattergas beregnes som mængden af kvælstof ganget med en emissionsfaktor. I den danske opgørelse er benyttet de emissionsfak-torer, der anbefales af IPCC (1997, 2000b). Der anvendes dog danske data for mængden af kvælstof i husdyrgødning, kvælstoffiksering, ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning.

Mængden af kvælstof i husdyrgødning er opgjort ud fra normtallene (Poulsen et al., 2001), og i overensstemmelse med den samlede mængde kvælstof i husdyrgødningen anvendt i forbin-delse med midtvejsevalueringen af VMPII. Den biologiske kvælstoffiksering i bælplanter er baseret på beregninger, der anvender det høstede udbytte i de enkelte afgrøder (Høgh-Jensen et al., 1998; Kyllingsbæk, 2000; Kristensen, 2003). Beregningen af fikseringen i græsmarks-bælplanterne er dog arealbaseret.

I opgørelsen af mængden af kvælstof i afgrøderester er der kun medtaget overjordiske plante-rester, da datagrundlaget for at fastsætte kvælstofmængden afsat i rødder og rodesudater er for spinkelt. Der foreligger ikke en dansk statistik på udviklingen i arealet med efterafgrøder og denne er derfor pt. udeladt i den nationale opgørelse.

I forbindelse med midtvejsevalueringen af VMP II har Børgesen (2002) estimeret den samle-de udvaskning fra 1983-85 til 2000 ved hjælp af to modeller, SKEP/DAISY og NLes. Model-

lerne giver et nogenlunde sammenfaldende resultat på landsplan. Her er anvendt et gennemsnit af SKEP/DAISY og NLes.

Dyrkning af humusholdige (organogene) jorde nedbryder organisk stof og frigiver både CO₂ og lattergas. Datagrundlaget omkring den landbrugsmæssige anvendelse af de organiske jorde er meget mangelfuldt, ligesom der heller ikke foreligger oplysninger om udviklingen i omfanget af dyrkningen af organiske jorde. På grund af den meget upræcise opgørelse er det skønnet at 10% af Danmarks samlede landbrugsareal med organiske jorde på 184.000 ha dyrkes.

Dyrkning af landbrugsjord kan medføre ændringer i jordens kulstofindhold. Indtil der foreligger sikre danske data, som kan indgå i vurderingsgrundlaget, er det dog antaget at der ikke sker ændringer i jordens kulstofindhold på mineraljorde. I opgørelsen af CO₂ udledningen fra landbrugets arealanvendelse er der derfor kun medtaget bidraget fra organiske jorde og fra forbruget af jordbrugskalk.

Anvendelse af gylle i biogasanlæg reducerer udslippet af både metan og lattergas. I emissionsopgørelsen er fratrullet denne reduktion beregnet på grundlag af en dansk udviklet model for drivhusgasreduktion ved behandling i biogasanlæg (Sommer et al., 2001; Nielsen et al., 2002).

3.1 Udvikling i emissionen i perioden 1985 til 2003

Landbrugets emission af drivhusgasser, CH₄, N₂O og CO₂ fra organogene jorde og kalkning, er opgjort for perioden 1985 frem til 2003. Dette er en revurdering af tidligere emissionsopgørelser (Olesen et al., 2001; Fenhann, 2002; DMU, 2003). For 2002 mangler enkelte poster til en endelig emissionsopgørelse, mens 2003 er baseret på den forventede udvikling i produktionsomfanget og implementering af de opstillede krav i vandmiljø- og ammoniakbehandlingsplanerne.

Tabel 5. Udvikling i drivhusgasemissioner fra landbrugets husdyrhold og arealanvendelse 1985-2003 målt i mio. t CO₂-ækvivalenter.

	1985	1990	1995	2000	2001	2002*	2003*	Reduktion 1990-2003
CH ₄	4,25	3,80	3,87	3,76	3,82	3,73	3,65	4%
N ₂ O	9,42	8,97	7,95	7,03	6,79	6,46	6,30	30%
CO ₂	0,76	0,63	0,56	0,33	0,27	0,29	0,29	54%
I alt	14,43	13,40	12,38	11,12	10,87	10,48	10,24	24%

*: Baseret på skøn

Tabel 5 viser udviklingen i drivhusgasemissionen, målt i CO₂-ækvivalenter. Den samlede emission er for 1985 opgjort til 14,43 mio. tons CO₂-ækvivalenter og faldende til 10,24 mio. tons CO₂-ækvivalenter i 2003. Den samlede reduktion siden 1990 er opgjort til 24%.

Den største reduktion er sket på lattergasområdet, hvilket primært skyldes et lavere forbrug af handelsgødning og en større udnyttelse af kvælstoffet i husdyrgødningen. For CH₄, som især stammer fra kvæg er der ikke sket betydende ændringer siden 1990. CO₂ fra jord er reduceret betydeligt som følge af et mindre forbrug af jordbrugskalk. Der er pt. ikke indarbejdet ændringer i den almindelige landbrugsjords kulstofbalance.

Emissionen af metan stammer primært fra kvæg (70%) og svin (27%) og husdyrgødningen herfra. Den samlede emission af metan er opgjort til 173,9 kt CH₄ i 2003 svarende til 3,65 mio. t CO₂-ækv (tabel 6). I den tidligere opgørelse var emissionen af metan i 1990 beregnet til 194,7 kt CH₄, faldende til 173,0 kt i 2001, et fald på 11%. Forskellen skyldes primært at der i den hidtidige emissionsopgørelse ikke var taget hensyn til udviklingen i staldtypefordelingen i perioden 1990-2001. Herudover var der ikke taget hensyn til et øget foderforbrug hos malkekøer som følge af en stigende mælkeydelse.

Tabel 6. Metan emissionen 1985-2003, kt CH₄ per år.

	1985	1990	1995	2000	2001	2002*	2003*
Fordøjelsessystemet	165,7	145,2	143,2	133,9	135,3	130,5	126,7
Husdyrgødning	33,9	35,6	41,2	45,2	46,5	47,1	47,2
Halmaffræsning	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
- Reduktion biogasanlæg	0,0	0,1	0,4	0,7	0,7	0,8	0,9
I alt	202,5	180,8	184,3	179,1	181,8	177,5	173,9
I alt, mio. t CO ₂ -ækv	4,25	3,80	3,87	3,76	3,82	3,73	3,65

*: Baseret på skøn

Emissionen af lattergas hidrører fra alle kvælstofkilder. Heraf er de vigtigste handels- og husdyrgødning samt udvaskning (tabel 7). For lattergas var den tidligere beregnede emission 33,0 kt N₂O i 1990 faldende til 25,5 kt i 2001, et fald på 23%. I denne opgørelse er der beregnet en emission på 29,0 kt i 1990 faldende til 20,3 kt N₂O i 2003 svarende til 6,28 mio. tons CO₂-ækv år⁻¹ og et fald på 30%. Ændringen skyldes primært en ændret opgørelsesmetode for afgrøderester samt at der er udarbejdet en fremskrivning til 2003.

I den tidligere opgørelse var emission fra kalkning og organogene jorde samt anvendelse af gylle i biogasanlæg ikke inddraget. Inddragelse af disse kilder er med til at reducere den samlede emission af drivhusgasser.

Tabel 7. Lattergas emission 1985-2003, kt N₂O per år.

	1985	1990	1995	2000	2001	2002*	2003*
Husdyrgødningshåndtering	2,20	2,14	2,00	1,90	1,83	1,84	1,78
Afgræsning	1,00	0,94	0,96	0,92	0,86	0,89	0,87
Handelsgødning	7,55	7,58	5,94	4,72	4,39	3,96	3,79
Husdyrgødning udbragt	3,72	3,48	3,37	3,36	3,37	3,44	3,41
Slam udbragt	0,03	0,06	0,18	0,17	0,21	0,20	0,20
Ammoniak fordampning	1,79	1,70	1,43	1,31	1,28	1,24	1,22
Udvaskning	12,07	10,80	9,72	8,25	7,94	7,36	7,16
N-fiksering	0,80	0,88	0,73	0,76	0,71	0,66	0,66
Afgrøderester	0,90	1,13	1,08	1,08	1,11	1,03	1,03
Organogene jorde	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
Halmaffbrænding	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
- Reduktion pga. biogasanlæg	i.b.	0,00	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
I alt	30,38	28,95	25,65	22,69	21,91	20,85	20,33
I alt, mio. tons CO ₂ -ækv	9,42	8,97	7,95	7,03	6,79	6,46	6,30

i.b.: ikke beregnet, *: Baseret på skøn

3.2 Effekt af tidligere handlingsplaner på emissionen af drivhusgasser

For at reducere tab af næringsstoffer til vandmiljøet har der været iværksat flere handlingsplaner, som har haft betydning for landbrugets arealanvendelse, husdyrhold samt for kvælstofanvendelse og -udledning:

- NPO-handlingsplanen (NPO, 1986)
- Vandmiljøplan I (VMP I, 1987)
- Handlingsplan for Bæredygtigt Landbrug (Handlingsplan for Bæredygtigt Landbrug, 1991)
- Vandmiljøplan II (VMP II, 1998)
- Ammoniakhandlingsplanen, herunder ny husdyrgødningsbekendtgørelse (Husdyrgødningsbekendtgørelse, 2002)

I nedenstående bokse er kort skitseret hovedpunkterne i de forskellige planer. De fleste af tiltagene har været rettet mod husdyrbruget og især husdyrgødningshåndteringen, men i VMP II blev der indført begrænsninger i forbruget af handelsgødning i forhold til det økonomisk optimale.

VMP I blev indført i forventning om at en halvering af N-tabet kunne opnås indenfor 3 år. Dette viste sig ikke at være tilfældet, hvorfor bl.a. Handlingsplanen for et Bæredygtigt Landbrug og VMP II blev iværksat. Ved en vurdering af effekterne af handlingsplanerne er det således nødvendigt at skelne mellem de forventede effekter og de aktuelt opnåede. Samtidig er der en vis forsinkelse fra et tiltag er indført til at effekten aktuelt afspejler sig i miljøet. Det er derfor vanskeligt at vurdere den endelige effekt af de enkelte tiltag. Det samme gør sig gældende når effekten af de enkelte planer skal vurderes i forhold til emissionen af drivhusgasser.

De følgende vurderinger tager derfor udgangspunkt i de aktuelt opnåede effekter samt prognoser ved midtvejsevaluering af VMPII. I tilfælde hvor tiltag i de nuværende handlingsplaner ikke er fuldt implementeret, eller hvor den fulde effekt ikke er opnået endnu, er der foretaget nogle skøn over effekten under forudsætning af forventet målopfyldelse. De enkelte handlingsplaner overlapper, både på effektområdet og tidsmæssigt. Det er således ikke muligt i alle tilfælde at udskille effekterne af de enkelte handlingsplaner.

NPO-handlingsplanen fra 1985 var den første i af en række tiltag som skulle være med til at reducere landbrugets tab af næringstoffer og organisk stof. Foranstaltninger omfattede bl.a.

- Opbevaringskapacitet for husdyrgødning skal være minimum 6 måneder
- Forbud mod udbringning af husdyrgødning fra høst til 15. okt/1. nov og forbud mod udbringning på frossen jord
- Påbud om nedbringning af husdyrgødning indenfor 24 timer.
- Harmonikrav på 2 DE per ha
- Miljøstøtte i forbindelse med forbedring af opbevaringskapacitet.

Vandmiljøplanen (VMP I) fra 1987 havde som målsætning at reducere landbrugets kvælstofudledning fra 260.000 t N år⁻¹ til 133.000 t N år⁻¹; Fosfortabet skal reduceres med 4.000 t P år⁻¹. De foranstaltninger der blev indført var bl.a.

- Krav om opbevaringskapacitet på minimum 9 måneder med dispensation ned til 6 måneder
- Obligatoriske sædskifte- og gødningsplaner
- 65% grønne marker
- Nedbringning af husdyrgødning indenfor 12 timer.

Målsætningen i **Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug** fra 1991 var at opfylde målsætningen i VMP I inden år 2000. De foranstaltninger der blev indført var bl.a.

- Krav om sædskifte- og gødningsplaner samt gødningsregnskaber
- Gødskning efter økonomisk optimale normer
- Minimumskrav til udnyttelse af husdyrgødningen. Opbevaringskapaciteten skal være tilstrækkelig til at opfylde kravet til udnyttelse af husdyrgødningen
- Forbud mod spredning af husdyrgødning i efteråret frem til 1. februar
- Udpegning af særligt miljøfølsomme områder med tilskud til nedsat gødskning (MVJ-ordningen)
- Skærpet krav til gødningsregnskaber

Målsætningen i **Vandmiljøplan II (VMP II)** fra 1998 var bl.a. at opfylde målsætningen i VMP I inden udgangen af 2003 samt implementering af EUs nitratdirektiv i den danske lovgivning. De foranstaltninger der blev indført var bl.a.

- Etablering af vådområder, Særligt Følsomme Landbrugsområder (SFL) og skovrejsning
- Forventet bedre foderudnyttelse
- Skærpede harmonikrav
- Skærpet udnyttelse af husdyrgødningen
- Mere økologisk jordbrug
- Større arealer med efterafgrøder (6%)
- Nedsættelse af kvælstofnormen til afgrøder til 90% af økonomisk optimal

Der er anvendt to metoder til at estimere effekten på drivhusgasregnskabet. Metode I er bygget op over DMUs opgørelsesmetode for drivhusgasemissionen (Gyldenkerne og Mikkelsen, 2004). Metode II bygger på estimater for kvælstofreduktionen for de enkelte tiltag i handlingsplanerne.

3.2.1 Metode I

Med denne metode er der foretaget nogle antagelser om hvordan udviklingen ville kunne være foregået, hvis ikke miljøhandlingsplanerne var indført. Givet er det at tiltagene har medført investeringer i lagerkapacitet, der ellers ikke ville være foretaget, forsinket produktionsudvidelser som følge af VVM-procedurer, mulige begrænsninger i produktionsudvidelser som følge af harmonikrav/manglende muligheder for jordopkøb, at de øgede krav om kvælstofudnyttelse har øget foderudnyttelsen osv. En kvantificering af effekterne af sådanne begrænsninger er meget vanskelig for ikke at sige umulig.

Metode I tager hensyn til fordampningen af ammoniak. Ammoniaktabet fra husdyrgødningen kan udgøre op til 30% af det samlede indhold af N i husdyrgødningen. Fra 1985 til 2002 er der sket en effektivisering og en teknologisk udvikling i landbruget. Denne ville sandsynligvis også være forløbet uden de ovenstående handlingsplaner.

Nedenfor er der opstillet 22 forudsætninger for beregningerne, som tager sit udgangspunkt i 1985. Der er foretaget nogle simplificeringer, ligesom områder hvor effekterne skønnes at være små er udeladt. Det skyldes især den store usikkerhed der er forbundet med opgørelserne, både i de enkelte aktivitetstal og i emissionsfaktorerne.

1. Siden 1985 er der sket et fald i kvægholdet og en stigende svineproduktion. For de øvrige husdyrarter har der ligeledes været ændringer i antallet, men sammenholdt med det samlede husdyrhold har disse ikke så stor betydning. For malkekvæg er antallet reguleret af den danske mælkekvote (der er næsten konstant) kombineret med stigningen i produktiviteten, hvilket har givet en faldende bestand. Der har kun været små ændringer i kødkvæg-

holdet. Stigningen i antal svin er sket upåagt at der er indført harmonikrav. Det kunne tænkes, at der uden restriktioner i forbindelse med produktionsudvidelser ville have været en større svineproduktion. Det antages dog, at husdyrholdet er af samme størrelse i dag som den ville have været uden restriktioner.

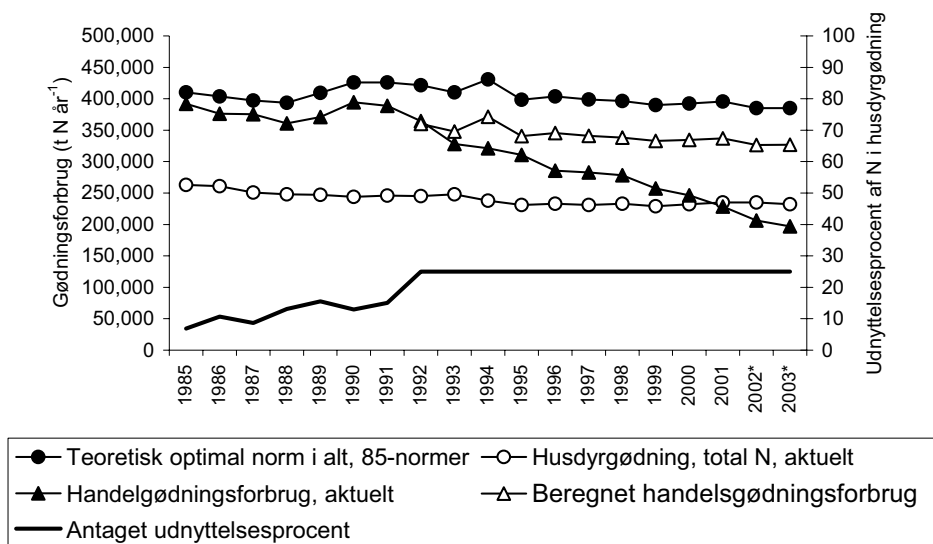
2. Siden 1985 er der sket en forbedring i foderudnyttelsen. I VMP II-aftalen indgår at forbedret foderudnyttelse skal reducere handelsgødningsforbruget med 13.600 tons N og reducere af udvaskningen med 2.400 tons N. Ved midtvejsevalueringen er disse tal revideret til hhv. 10.000 tons N og 3.100 tons N. Det er vanskeligt at afgøre om den forbedrede foderudnyttelse er en del af handlingsplanerne, eller om det er en effektivitetsstigning som ville være sket alligevel ud fra en omkostningsoptimering i primærproduktionen. I denne opgørelse er anvendt det aktuelle foderforbrug ud fra normtallene. Herved indgår den forbedrede foderudnyttelse i opgørelsen, men den er ikke indregnet som en del af effekten af handlingsplanerne. Det antages således at forbedringen ville være sket upåagtet handlingsplanerne.
3. Den observerede ændring i staldtypefordelingen fastholdes, upåagt at miljøkravene kan have medført ændringer, fordi valg af gødningstype sker ud fra en samlet økonomisk betragtning og effektivitet af gødningshåndteringen. Krav om øget lagerkapacitet antages derfor ikke at have indflydelse på valg af stald/bygningstype.
4. Overdækning eller mangel på samme af gyllebeholdere til at reducere ammoniakfordampningen fastholdes på niveauet for 1985.
5. Udbringningen af husdyrgødning sker i alle år som det skete i 1985, med ca. halvdelen om foråret og halvdelen om efteråret. Ved beregningen af udnyttelsesgraden anvendes samme effektivitet som sidst i 80'erne, svarende til ca. 20% stigende til 25% i halvfemserne (se punkt 7). De 25% i udnyttelsesgrad er det som i dag opnås i Sverige og England, hvor der ikke har været gennemført tilsvarende vandmiljøplaner (Leif Knudsen, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret).
6. De observerede ændringer i afgrødefordelingen fastholdes, fordi de er en funktion af markedsvilkårene og efterspørgslen efter foderafgrøder. Det betyder endvidere, at den beregnede N-fiksering fra bælplanter er den samme som i de nuværende opgørelser, på trods af at der har været en stigende andel bælgsæd i korn til ensilering samt en øget kløverandel i græsmarker i omdrift (A. Kyllingsbæk, DJF, pers. med). Stigningen skete primært i sidste halvdel af 90'erne og skyldes sandsynligvis bl.a. de indførte restriktioner i brug af handelsgødning samt en øget andel med økologisk jordbrug. Der er ikke korrigeret for ændringer i andelen af bælplanter i foderafgrøderne. En korrektion vil kun medføre meget små ændringer i emissionen fordi den øgede kvælstoffiksering er kompenseret af et lavere handelsgødningsforbrug. Både handelsgødning og fikseret kvælstof har den samme emissionsfaktor for lattergas.
7. Som referenceforbrug af handelsgødning er anvendt den økonomisk optimale gødningsnorm i hele perioden. Beregningerne er foretaget af Leif Knudsen, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret ud fra den aktuelle årlige afgrødesammensætning (jf. punkt 6). Det beregnede handelsgødningsforbrug er taget som den økonomisk optimale N-mængde fra trukket den effektive del af N i husdyrgødningen (jf. punkt 5).

8. Mængden af afgrøderester (halm og stub) indgår i opgørelsen af lattergasemissionen. I perioden er der sket en stigning i halmforbruget til kraftværker. Mængden af halm som afbrændes som varmekilde udregnes separat.
9. Kravet om dyrkning af 6% efterafgrøder indgår kun indirekte i metode I, fordi efterafgrøderne skal reducere udvaskningen, og emissionen af lattergas beregnes ud fra udvaskningen. Omfanget af det reelt etablerede areal er meget vanskelig at bestemme. Ifølge gødningsregnskaberne fra Plantedirektoratet var der i 2001 etableret 374.459 ha svarende til 15% af arealet, hvoraf en stor del har en kvælstofnorm. I slutevalueringen af VMP II (R. Grant, 2003, upubl.) vurderes det at etablering af 6% efterafgrøder er nået. Det kan derfor forventes at man opnår den forventede reduktion i udvaskningen på 3.000 tons, på trods af at den samlede kvælstofnorm til efterafgrøderne var ca. 11.000 tons i 1999 (Grant et al., 2000).
10. Udvasnkningen uden restriktioner er beregnet som 41% af N tilført i handelsgødning, husdyrgødning og i udbragt slam. De 41% svarer til det relative forhold mellem kvælstofmængden og udvaskningen i 1984-1986 beregnet af Børgesen (2002).
11. Halmafbrendingsforbuddet blev indført i 1990. Forbuddet fastholdes fordi det ikke er en del af vandmiljøplanerne, men blev indført for at undgå røggener.
12. Ammoniakfordampningen beregnes ud fra de opbevarings- og udbringningsforhold som antages at have været gældende i slutningen af 1980'erne.
13. Den observerede udvikling i ammoniakbehandling af halm fastholdes, da den ikke forudsættes at være påvirket af vandmiljøplanerne.
14. Nitrat-direktivet antages ikke at have medført ændringer i det danske kvælstofforbrug. Nitratdirektivet angiver at der maksimalt må anvendes 210 kg N ha⁻¹ i husdyrgødning fra 1998 og frem til 2002. Herefter 170 kg N ha⁻¹ i husdyrgødning. Det omfatter imidlertid ikke den totale mængde af N, så reelt har direktivet ingen effekt på det danske kvælstofforbrug, udover at det kræver et større areal til fordeling af husdyrgødningen, jf. harmonikravet. Danmarks krav om udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen og maksimale N-mængder per hektar er bestemmende for forbruget.
15. I VMP I er angivet at diffuse kilder fra stalde, markstakke osv. skal fjernes. Tab fra stalde vil automatisk indgå i beregningerne, fordi kvælstofmængden beregnes af dyr og af lager.
16. I VMP II blev det aftalt at etablere 16.000 ha vådområder med en kvælstoffjernelse på 5.600 tons N år⁻¹. Skov- og Naturstyrelsens skøn ved midtvejsevalueringen var, at der inden udgangen af 2003 vil blive etableret 5.000-7.000 ha med en kvælstoffjernelse på 2.100 t N år⁻¹ og en nedsættelse af handelsgødningsforbruget med 400 t N år⁻¹. Til og med 2002 var der etableret 663 ha vådområder samt givet tilsagn om etablering af yderligere 3.844 ha (SNS, pers. medd.). Etablering af vådområder er neutral mht. emissionen af lattergas (appendiks A), giver en øget emission af metan og en reduktion af kuldioxid. På grund af usikkerhed om opgørelsen og det meget beskedne areal er denne post ignoreret i opgørelsen af effekten af VMP II.
17. I 1989 blev det besluttet at skovarealet skulle fordobles i løbet af de næste 80-100 år. I forbindelse med VMP II blev det aftalt at der ville blive rejst 20.000 ha skov i 1998-2003. Ved midtvejsevalueringen blev dette skøn nedjusteret til 17.340 ha. Forskningscenter for

Skov og Landskab (L. Vesterdal, pers. medd.) har beregnet arealet af skovrejsningen i forbindelse med VMP II til 7.354 ha i 2003. FSL har beregnet CO₂-bindingen som følge af VMP II, i perioden 1998 til 2003, til i alt 0,036 mio. tons CO₂ (appendiks C). Effekten af skovrejsningen vil stige i de kommende år. Ændringerne i arealanvendelsen og reduktionerne i kvælstofforbruget indgår automatisk i denne metode.

18. For økologisk jordbrug fastholdes den skete udvikling, selv om den økonomiske støtte til økologisk jordbrug til dels er begrundet i Vandmiljøplan II.
19. SFL og MVJ ordningerne ville ikke være blevet indført uden vandmiljøplanerne. De pågældende arealer forudsættes gødet med normale gødningsniveauer.
20. Biogasanlæg reducerer metan- og lattergasudslippet. 85% af energien fra biogasanlæg kommer fra fællesanlæg og de resterende 15% fra gårdanlæg. I alt antages det at der i 2001 blev behandlet 4% af den samlede gyllemængde. Udviklingen i biogasanlæg kan delvis tillægges energipolitikken, men krav om en stor lagerkapacitet har gjort det økonomisk muligt at bygge anlæggene. Da det ikke kan skelnes mellem politikkerne antages det, at udviklingen i biogasanlæg alene skyldes energipolitikken. Den beregnede reduktion i drivhusgasemissionen fra biogasanlæggene tillægges derfor ikke handlingsplanerne.
21. Organogene jorde frigiver CO₂. Dyrkningen af organogene jorde fastholdes på samme niveau som hidtil, 10% af det samlede areal eller 18.400 ha.
22. Som følge af det reducerede kvælstofforbrug, som kan være forsurende hvis det tilføres som ammonium, må det antages at kalkforbruget er reduceret som følge af handlingsplanerne. Effekten af dette er imidlertid meget vanskelig at opgøre, fordi det registrerede fald i kalkforbruget også skyldes mindre sur nedbør og evt. en mere tilbageholdende kalkningsstrategi. Ændringer i kalkforbruget som følge af reduceret forbrug af ammoniumholdige gødninger er derfor ikke inddraget.

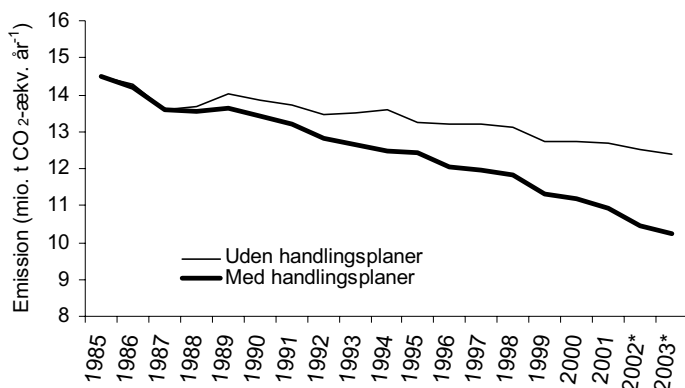
I forudsætningerne ovenfor (punkterne 1-3) antages det, at handlingsplanerne ikke har ændret forholdene omkring husdyrholdets sammensætning, dets størrelse og foderforbrug. Det medfører at metanudledningen må anses for uændret i forhold til den nuværende opgørelse.



Figur 3. Den beregnede teoretiske kvælstofmængde med udgangspunkt i 1985-norme har kun været meget svagt faldende siden begyndelsen af 1990'erne, hvorimod der har været et betydeligt fald i den faktiske forbrug af handelsgødning.

Grundlaget for beregning af kvælstofanvendelse i landbruget uden regulering har været det teoretiske kvælstofbehov for alle afgrøder ud fra 1985-normen, korregeret for stigningen i udbyttelniveauet. Det teoretiske kvælstofbehov i figur 3 er beregnet af Leif Knudsen, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. Figur 3 viser desuden den aktuelle udvikling i forbruget af kvælstof fra handelsgødning under forudsætning af den faktiske afgrødesammensætning i de enkelte år, en teoretisk udvikling i handelsgødningsforbruget uden regulering, kvælstof i husdyrgødning (N ab lager) samt forventet udnyttelsesprocent af kvælstof i husdyrgødningen uden regulering. Før 1992 er udnyttelsesprocenten beregnet til under 20%. Efter 1992 er den fastholdt på 25%-niveauet. Dette niveau svarer til det aktuelle i Sverige og England (Leif Knudsen, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret), hvilket ville være forventet i Danmark uden reguleringer. Figuren indikerer at handelsgødningsforbruget uden reguleringer havde været ca. 327.000 tons i 2003, eller ca. 130.000 tons større end det faktiske forbrug. Det estimerede fald i handelsgødningsforbruget i forhold til sidst i 80'erne skyldes primært reduktionen i landbrugsarealet.

Med de anførte antagelser er der beregnet en reduktion i emissionen af drivhusgasser på 2,2 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ som følge af handlingsplanerne (figur 4). Effekten kan alene tilskrives ændringer i landbrugets kvælstofbalance som følge af reduceret udvaskning, lavere gødningsforbrug og reduceret ammoniakfordampning.



Figur 4. Samlet udvikling i emissionen, opgjort i mio. tons CO₂-ækv, fra 1985 til 2003. Værdierne for 2002-03 er baseret på foreløbige opgørelser.

3.2.2 Metode II

Ved denne forenklede metode antages, at handlingsplanerne alene har påvirket udledningen af lattergas, og at effekterne i øvrigt kan tilskrives enten en reduktion i handelsgødningforbruget eller en reduktion i kvælstofudvaskningen.

For tiltag under VMP I og Handlingsplan for Bæredygtigt Landbrug er effekten opgivet samlet. For de forskellige tiltag i VMP II er effekterne beregnet ud fra midtvejsevalueringen af VMP II (Grant et al., 2000) samt den foreløbige slutevaluering af VMP II (Grant, pers. medd.).

I tabel 8 er vist effekten på lattergasemissionen af de enkelte tiltag i handlingsplanerne. Opgjort på denne måde opnås der en reduktion i lattergasemissionen på 7,88 kt N₂O år⁻¹ ved udgangen af 2003. Dette svarer til en reduktion i emissionerne på 2,4 mio t CO₂-ækv år⁻¹.

Tabel 8. Oversigt over effekterne af enkelttiltag under VMP I (Grant et al., 2000) og VMP II på emissionen af lattergas. Effekten af VMP II på nedsættelse af udvaskningen er baseret på vurderingen ved ¼-vejsevalueringen af VMP II (Anonym, 2002), og effekten på nedsættelsen af handelsgødningforbruget er den foreløbige vurdering ved slut-evalueringen af VMP II (Ruth Grant, pers. med.).

	Nedsættelse af N-udvaskning (t N) ^a	Nedsættelse af handelsgødning- forbruget (t N) ^b	Lattergas-effekt kt N ₂ O
Opnået effekt af VMP I og handlings- plan for Bæredygtig landbrug	66.000	110.500	4,76
<i>VMP II</i>			
Vådområder	2.100 ^c	220	0,01 ^c
Skovrejsning	1.300	2.157	0,09
MVJ og SFL-områder	1.400	2.233	0,10
Økologisk Jordbrug	4.400	11.150	0,39
Foderudnyttelse	3.100	-10.500	-0,08
Harmonikrav	10.900		
Efterafgrøder		70.900	2,19
Nedsat N-norm	9.500		
Udnyttelse af husdyrgødning			
Politisk opfølgning på midtvejseval.	8.700		0,34
I alt VMP II	41.400	76.261	3,12
Generel udvikling og Agenda 2000 (1998-2003)	6.900	17.900	0,62
Samlet reduktion	114.300	204.661	8,50

^a Emissionsfaktoren er 0,025. ^b Emissionsfaktoren er 0,0125

^c i vådområder indgår kun ændringen i handelsgødningforbruget, jf. teksten under metode I pkt. 16.

3.2.3 Samlet vurdering af effekt af tidligere handlingsplaner

Der er anvendt to opgørelsesmetoder til at bestemme effekten af vandmiljøplanerne på emissionen af drivhusgasser. Med de opstillede forudsætninger i metode I har vandmiljøplanerne ingen effekt på emissionen af metan, der primært stammer fra husdyrholdet og husdyrgødningen. Samlet er det vurderet at handlingsplanerne har reduceret udslippet af drivhusgasser med ca. 2,2 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ fra 2003. Ved metode II er reduktionen i emissionen beregnet ud fra midtvejsevalueringens opgørelse af VMP I og Handlingsplan for Bæredygtig udvikling (Grant et al., 2000). For VMP II er effekterne af ændringerne i udvaskningen opgjort ved ¼-vejsevalueringen (Anonym, 2002) ved en forventet udvaskning på 220.000 t N år⁻¹, og ændringer i handelsgødningforbruget er opgjort på baggrund af tallene fra slutevalueringen af VMP II (Ruth Grant, pers. med.). Med denne metode er effekten af handlingsplanerne på emissionen af drivhusgasser en reduktion på 7,88 kt N₂O svarende til 2,4 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ fra 2003.

De to metoder bygger på forskelligt grundlag, og giver ikke helt sammenfaldende resultater. Den vigtigste forskel er forudsætningerne for den generelle udvikling, hvor der for effekten af VMP I ved metode II er anvendt den reelle udvikling i handelsgødningsforbruget, fordi der er ikke er fundet tal der viser en effekt af miljøhandlingsplanerne på handelsgødningsforbruget. Det må antages at en del af reduktionen heraf bør tillægges den generelle udvikling og følgelig ikke skal indgå som en effekt af miljøhandlingsplanerne. Det medfører at de angivne 2,4 mio. tons CO₂-ækv år⁻¹ kan være overestimeret.

Metode I estimerer, at kvælstofudvaskningen uden indgreb ville være reduceret fra ca. 300.000 t N år⁻¹ i 1985 til ca. 270.000 t N år⁻¹ i 2003, primært som følge af et reduceret landbrugsareal og en svag stigning i udnyttelsen af husdyrgødningen. Det medfører, at den estimerede effekt af miljøplanerne på udvaskningen er ca. 90.000 t N år⁻¹ i modsætning til metode II som angiver 114.000 t N år⁻¹. Hvor stor en andel af udviklingen som reelt skal henføres til miljøhandlingsplanerne, og hvor stor en andel der kan tilføjes den generelle udvikling kan ikke afgøres på det foreliggende grundlag.

Det kan derfor konkluderes, at effekten af vandmiljøplanerne på emissionen af drivhusgasser er ca. 2,2 mio. tons CO₂-ækv år⁻¹ fra 2003. Der hersker stor usikkerhed omkring omkostningerne til gennemførelse vandmiljøplanernes tiltag på landbrugsområdet. Hansen et al. (2003a) anslog dog på grundlag af tidligere udredninger, at omkostningerne andrager i størrelsesordenen 2,1 mia. kr pr. år. Senere beregninger har dog vist lavere omkostninger til gennemførelse af VMPII (Jacobsen, 2003), og det er sandsynligt at omkostningerne til de tidligere vandmiljøplaner også er overvurderet i forhold til dagens teknologi.

3.3 Fremskrivning af emissionen til 2012

Som udgangspunkt for fremskrivningen af drivhusgasemissionen fra landbruget er anvendt det estimerede produktionsniveau i 2003 suppleret med fremskrivningen af landbrugsaktiviteter fra Økonomimodelgruppen (2003). Denne fremskrivning er dels baseret på Fødevarøkonomisk Instituts (FØI) samfundsøkonomiske generelle ligevægtsmodel Dynamic-AAGE, som beskriver udviklingen i produktionen, og dels på FØIs økonometriske landbrugssektor-model ESMERALDA, som beskriver de afledte effekter på landbrugets indtjening og næringsstofbalancer.

Økonomimodelgruppen (2003) angiver ikke alle de nødvendige forudsætninger for beregning af drivhusgasemissioner. Fremskrivningen er derfor suppleret med forudsætninger omkring forventede ændringer i foderforbrug, N ab dyr, opstaldning, lagring og udbringning. Dette er beskrevet i Illerup et al. (2002), dog med opdaterede modifikationer i relation til den udvikling der er sket i årene 2000 til 2003. Der er ikke taget hensyn til implementering af ny teknologi, såsom specielle staldtypesystemer, forsuring af gylle, udbygning af biogasanlæg etc.

I fremskrivningen er det antaget, at antallet af malkekøer falder fra 593.000 i 2003 til 510.000 i 2012, og at antallet af ammekøer falder fra 115.000 til 110.000 i 2012. Svineproduktionen antages at stige med 1,1% årligt til 26,4 mio. producerede svin i 2012. For fjerkræ er antaget en årlig stigning på 1,4% (H. B. Jensen, Fjerkrærådet) og for pelsdyr en årlig stigning på 1,5% (Økonomimodelgruppen, 2003). Produktionsændringerne betyder ikke, at emissionen vil ændre sig tilsvarende, hvilket skyldes at der fortsat vil ske en forbedring i udnyttelsen af næringsstoffer i foderet, ligesom ændringer i staldtypefordelingen medfører ændringer i emissionsfaktorerne.

Det forudsættes, at der vil ske et fald i kvælstofudskillelsen for svin, høns og slagtefjerkræ som følge af stigning i fodereffektiviteten. For malkekvæg vil N-udskillelsen forøges som resultat af stigende mælkeydelse. For de øvrige husdyrkategorier forventes ingen ændringer i N-udskillelsen (Illerup et al., 2002).

Som følge af effektivitetsstigningen hos malkekøer og søer er foderforbruget øget. For malkekvæg er foderforbruget øget med 480 FE år⁻¹. For søer er foderforbruget øget med 40 FE pr. svin pr. år. For øvrige husdyrkategorier er der ikke foretaget ændringer i foderforbruget i forhold til 2003.

Bredspredning af flydende husdyrgødning er ifølge husdyrbekendtgørelsen af 1. august 2003 ikke længere tilladt. Det forventes at en lidt større andel af gødningen vil blive udbragt i det tidlige forår. I 2012 antages at op til 40% af den flydende gødning vil blive nedfældet begrundet i øget krav til N-udnyttelse i husdyrgødningen og strukturudviklingen generelt. Implementering af ammoniakhandlingsplanen betyder, at den tilladte henliggetid for husdyrgødning udbragt på marken fra 1. august 2002 reduceres fra 12 timer til 6 timer.

Som emissionsfaktorer for ammoniakfordampningen i stald og ved lagring anvendes normtallene (Poulsen et al., 2001). Ved lagring af husdyrgødningen er der korrigeret for manglende flydelag i gyllebeholdere. Det antages at gyllebeholdere vil mangle overdækning i 5% af tiden i 2012 i forbindelse med omrøring og udbringning, hvilket svarer til 18 dage. Emissionen af ammoniak for græssende dyr fastholdes på 7% af N ab dyr (Andersen et al., 1999). Emissionsfaktorer for metan og lattergas er baseret på IPCC's beregningsmetode (IPCC, 1997, 2000b).

Det er antaget at landbrugsarealet falder med 0,35% pr. år fra 2003 og frem, svarende til knap 10.000 hektar pr. år. For kvælstoffiksering er antaget samme niveau i 2012 som i 2003. En reduktion i anvendelsen af handelsgødning som konsekvens af VMP II er indregnet, og det faldende landbrugsareal medfører, at handelsgødningsforbruget vil falde yderligere. I alt forventes der i 2012 at blive anvendt 185.300 tons N i handelsgødning mod et anslået forbrug på 197.000 tons i 2003.

N-udvaskningen fra dansk landbrug har været estimeret i to forskellige modelberegninger, SKEP/Daisy og N-LES2, hvis resultater ikke adskiller sig væsentligt fra hinanden (Børgesen, 2002). I fremskrivningen er et gennemsnit af de to modelberegninger anvendt. Sammenholdes data for N-udvaskningen med N-inputtet til marken i form af husdyrgødning, handelsgødning og slam, udgør andelen af kvælstof som udvaskes mellem 39 og 42%. Udvasningsandelen er i denne sammenhæng en teoretisk størrelse og kan derfor ikke sammenlignes med N-udvaskningen i udvasningsforsøg. I 2012 er det antaget at 39% af kvælstoffet udvaskes.

Ved biogasbehandling af husdyrgødning bliver emissionerne af metan og lattergas reduceret. I 2001 blev ca. 4% af den samlede mængde husdyrgødning biogasbehandlet. Der foreligger ikke på nuværende tidspunkt nogle politiske aftaler som ventes at fremme biogasproduktionen yderligere (S. Tafdrup, pers. medd.) og derfor antages samme reduktionseffekt i 2012.

Ammoniakfordampningen i 2001 er estimeret til 83.100 tons $\text{NH}_3\text{-N}$. Emissionen forventes i 2012 at blive reduceret til 74.200 tons $\text{NH}_3\text{-N}$, svarende til en reduktion på 11%. Størstedelen af reduktionen skyldes et fald i emissionen fra husdyrgødning og forbud mod anvendelsen ammoniakbehandling af halm. Den samlede husdyrproduktion stiger som følge af øget produktion af slagtesvin og slagtefjerkræ, men ammoniakemissionen fra husdyrgødning vil alligevel blive reduceret. En af de vigtigste årsag hertil er, udover øget fodereffektivitet, ændringer i gødningspraksis som følge af øget nedfældning af husdyrgødningen.

Udledningen af metan forventes at være stort set uændret i fremskrivningsperioden (tabel 9). Der forventes et svag fald i udledningen af lattergas fra 2003 til 2012. Det skyldes næsten udelukkende effekten af det faldende landbrugsareal og dermed forbruget af handelsgødning. Samlet forventes der kun et lille fald i landbrugets emissioner af drivhusgasser på 1% fra 2003 frem til første forpligtigelsesperiodes afslutning i 2008/12. Landbrugets estimerede reduktion af drivhusgasser i hele forpligtigelsesperioden fra 1990 til 2008/12 er på 25%.

Tabel 9. Forventet udvikling i drivhusgasemissioner fra landbrugets husdyrhold og arealanvendelse 1990 til 2008/12 målt i mio. t CO_2 -ækv år^{-1} under uændrede rammebetingelser.

	1990	1995	2003	2008/12	Reduktion 1990 til 2008/12	
					mio. t CO_2 år^{-1}	%
CH_4	3,80	3,87	3,65	3,59	0,21	4
N_2O	8,97	7,95	6,30	6,19	2,78	31
CO_2	0,63	0,56	0,29	0,29	0,34	54
I alt	13,40	12,38	10,24	10,07	3,33	25

3.4 Effekt af implementering af EU's midtvejsreform

Midtvejsreformen af EU's landbrugspolitik er endnu ikke implementeret. Dansk Landbrug har indstillet at Danmark implementerer reformen i 2005, og at der sker en delvis afkobling hvor

75% af handyrpræmierne bevares. Økonomimodelgruppen (2003) samt Kødbbranchens fællesråd har foretaget vurderinger af effekterne af midtvejsreformen. Tabel 10 angiver nogle af effekterne.

Effekterne af midtvejsreformen kan opsummeres i følgende punkter

- Landbrugsarealet er uændret.
- Oksekødsproduktionen reduceres med 15-25%, afhængigt af om støtten afkobles delvist eller fuldt ud.
- Malkekøveg og dermed kvieproduktionen er uændret.
- Svineproduktionen øges med 2-3%, afhængigt af om støtten afkobles delvist eller fuldt ud.
- Kornproduktionen falder med 5-10%.
- Produktion af proteinafgrøder, fodermajs og græs stiger med 5-10%.
- Braklægningen er uændret.

Tabel 10. Forventet animalsk produktion i 2012 ved basisfremskrivning og ved implementering af landbrugsreformen og delvis afkobling (75% handyr præmie) (K.B. Lind Petersen, Kødbbranchens Fællesråd, pers. medd. samt egne beregninger).

	Uden reform	Delvis afkobling
<i>Bestand (1000 stk)</i>		
Malkekøer	510	510
Ammekøer	110	85
Søer	1.128	1.150
Producerede svin	26.400	26.826
Overskud af tyrekalve		75
<i>Produktion (1000 t) i 2005</i>		
Oksekød, i alt	140,7	99
Kød fra ammekvæg	31,2	23
Kød fra malkekvæg	109,5	99

Som følge af store usikkerheder på effekter af arealanvendelsen, og af at forskydninger mellem de forskellige afgrøder kun medfører meget små ændringer i emissionen af drivhusgasser, er der antaget en uændret fordeling af arealet mellem afgrøderne i 2012. Den faldende kvægproduktion ved delvis afkobling medfører et fald i N af dyr på ca. 2700 t N år⁻¹. Det opvejes af en stigning i N fra svin på 2300 t N år⁻¹. Tages der hensyn til forskelle i udnyttelseskravene vil der ikke ske ændringer i forbruget af handelsgødning.

Som forudsætning for staldtypefordeling, lagring og udbringningsmetoder er anvendt de samme forudsætninger som i DMUs fremskrivning af ammoniakemissionen til 2010 (Illerup et al., 2002). For andre dyrearter end svin og kvæg samt foderbruget er anvendt forudsætningerne i afsnit 3.3.

Under disse forudsætninger har EU's midtvejsreform stort set ingen effekt på ammoniakemissionen (tabel 11). For metan viser beregningen, at en delvis afkobling vil reducere emissionen med 4.000 t CH₄ år⁻¹ ved delvis afkobling. Lattergas vil ligeledes blive reduceret, men ikke i samme omfang. Samlet set forventes drivhusgasemissionerne at falde med 0,23 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ ved delvis afkobling.

Tabel 11. Forventet effekt af afkobling af EU's landbrugsstøtte på emissionen drivhusgasser i 2008/12.

	Uden reform 2008/12	Delvis afkobling
Metan (kt CH ₄)	170,9	167,8
Lattergas (kt N ₂ O)	20,0	19,5
Kuldioxid (kt CO ₂)	287	287
Drivhusgasser, i alt (mio. t CO ₂ -ækv.)	10,07	9,84

4. Effekt af tiltag i VMPIII på jordbrugets emissioner af drivhusgasser

Scenariegruppen (2003) har beskrevet en række tiltag, som forventes at kunne reducere landbrugets kvælstoftab i form udvaskning eller ammoniakfordampning. Principielt er der tale om tre overordnede kategorier af virkemidler, i) reduktion af de anvendte gødningsmængder, ii) ændringer i arealanvendelsen, og iii) teknologiske tiltag. Den forventede effekt af en række definerede tiltag indenfor hver kategori er beskrevet i de tekniske undergrupper og samlet i Scenariegruppens rapport i tabellerne 6A og 6B. De beregnede reduktioner i N-udvaskning og ammoniakfordampning er beregnet ud fra de eksisterende forhold ved fuldt implementeret VMP II ved udgangen af år 2003 (Scenariegruppen, 2003).

Reduktion af kvælstoftab har afledte effekter på drivhusgasbalancen, primært i form af et mindsket potentiale for emission af lattergas. For nogle tiltag kan der være afledte effekter på metanemissionen og på CO₂-emissionen som følge af ændringer i energiforbrug og ændring i kulstoflagring i jorden. På nuværende tidspunkt er effekterne på lattergasemissionen mest enkle at bestemme, og der er her anvendt samme metodik som i den nationale opgørelse af lattergasemissioner fra landbruget. Dette gør sig også gældende for eventuelle effekter på metanudledningen, om end der for nogle af de teknologiske tiltag kan være effekter, som endnu ikke lader sig kvantificere. Lagring i kulstof i jorden indgår pt. ikke den nationale opgørelse af drivhusgasemissioner. Flere af de arealrelaterede tiltag vil have effekt på kulstoflagringen, og derfor er der givet et estimat af effekt af disse tiltag på kulstoflagringen. For de teknologiske virkemidler er effekten af tiltagene på energiforbruget estimeret som en effekt på CO₂-udledningen. Alle emissioner er omregnet til CO₂-ækvivalenter.

Tiltag som reducerer ammoniakfordampningen, eksempelvis bedre håndtering af husdyrgøddningen i stald og lager, vil alt andet lige øge mængden af kvælstof, der tilføres dyrkede arealer, og dermed N-udvaskningen. Derfor medfører sådanne tiltag en negativ reduktion, dvs. en forøgelse af N-udvaskning og lattergasemission, medmindre tiltag til reduktion af ammoniaktabet suppleres med andre tiltag som kompenserer for den øgede kvælstoftilførsel. Effekten af de teknologiske virkemidler er beregnet med og uden en sådan kompensation.

De største potentialer for reduktion af drivhusgasemissionerne findes ved reduktion af kvægholdet samt ved udtagning af arealer på højbund, især ved skovrejsning. Reduktion af N-kvoten, omlægning til økologisk jordbrug og biogasbehandling af gylle har også betydelige potentialer med hensyn til reduktion af drivhusgasemissionerne.

Udledningen af drivhusgasser og den affødte globale opvarmning er et globalt miljøproblem. Landbrugets udledning af drivhusgasser er nært knyttet til produktionsomfanget. De mest effektive tiltag vil derfor medføre en reduktion i landbrugsproduktionen. I det omfang en sådan reduktion i en region blot fører til en stigning i andre region eller et andet land, har dette ingen reel effekt på den samlede udledning af drivhusgasser. Effekten kan dog være effektiv i forhold til den nationale emissionsopgørelse i det land, hvor reduktionen sker. På globalt plan

opnås kun en effektiv reduktion, hvis emissionen per produceret enhed reduceres. For lattergasemissionens vedkommende opnås dette mest hensigtsmæssigt gennem en større kvælstofudnyttelse i landbruget. I sådanne opgørelser på tværs af regioner og lande bør dog også indgå energiomkostninger til landbrugets hjælpestoffer, produktion og transport. I nærværende beregninger indgår de indirekte emission fra import af foder, gødning og andre hjælpestoffer ikke, da disse emissioner ikke indgår direkte i det nationale drivhusgasregnskab.

4.1 Gødningsrelaterede virkemidler

Effekten på drivhusgasemissionerne af gødningsrelaterede virkemidler er beskrevet i tabel 12. Der er tale om skærpelse af reguleringsmekanismer som allerede er i brug i form af udnyttelseskrav, gødningsnormer og de økonomiske forhold, der betinger optimering af produktionen. Aktiv stramning af disse mekanismer med de angivne procentsatser medfører væsentlige positive sideeffekter på drivhusgasbalancen.

Ikke mindst en reduktion af N-kvoterne slår kraftigt igennem med en reduktion på ca. 407 kt CO₂-ækv år⁻¹ for en 10% reduktion. Dette svarer til ca. 2,5% af Danmarks samlede reduktionsforpligtelse i forhold til Kyoto-aftalen, som er på 16 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ (Miljø- og Energiministeriet, 2000). Der er ikke i de gødningsrelaterede virkemidler medregnet ændring i kulstofindhold i jord eller ændringer i energiforbrug.

4.1.1 Skærpelse af krav til udnyttelse af N i husdyrgødningen

Ved beregning af effekten af en skærpelse i kravet til udnyttelse af N i husdyrgødningen er der taget udgangspunkt i et indhold af total-N i husdyrgødningen af lager og afsat af græssende dyr på 227.000 t N år⁻¹ (Illerup et al., 2002). En skærpelse i udnyttelseskravet forudsættes at føre til et tilsvarende fald i handelsgødningsforbruget. Det antages at N-udvaskningen reduceres med 30% af faldet i handelsgødningsforbruget. Faldet i handelsgødningsforbruget resulterer i et lille fald i ammoniakfordampningen. Ved en skærpelse af udnyttelseskravet på 10% resulterer dette i et fald i lattergasemissionen på ca. 223 kt CO₂-ækv år⁻¹.

4.1.2 Reduceret N-kvote i forhold til nuværende norm

En reduktion i N-kvoten forudsættes alene at påvirke handelsgødningsforbruget (Scenariegruppen, 2003). Det antages at N-udvaskningen reduceres med 30% af reduktion i handelsgødningsmængden. Der er desuden et lille fald i ammoniakfordampningen. Samlet resulterer en reduktion i N-kvoten på 10% i et fald i lattergasemissionen på ca. 407 kt CO₂-ækv år⁻¹. Der forventes ingen effekter på metan- og kuldioxidudledningerne.

4.1.3 Reduceret husdyrproduktion

En reduktion af husdyrproduktionen vil påvirke både metan- og lattergasemissionen fra landbruget. Da metanudledningen er betydeligt større fra køer end fra grise, er der her skelnet mellem reduktion af kvægbestanden og reduktion af svineproduktionen. Som det fremgår af tabel 12 er reduktionen i metanemissionen ca. dobbelt så stor ved reduktion i samme omfang af kvægbestanden i forhold til svinebestanden, mens reduktionen i lattergasemissionen fra de to sektorer er af samme størrelse. Det er i beregningerne forudsat, at den resulterende reduktion i husdyrgødningens mængde vil blive opvejet af handelsgødning, idet der er forudsat en gennemsnitlig udnyttelsesprocent af husdyrgødningen på 60% af dyr for alle dyrearter. Kvælstofudvaskningen er forudsat at ændre sig med 30% af ændringen i gødningens mængde. Samlet set forventes en 10% reduktion i kvægholdet at give en reduktion i drivhusgasemissionen på 295 kt CO₂-ækv år⁻¹, mens en tilsvarende 10% reduktion af svinebestanden giver en reduktion på 162 kt CO₂-ækv år⁻¹. Da effekten på drivhusgasemissionerne er knyttet til en tilsvarende reduktion i produktionen, vil denne effekt alene optræde i det danske drivhusgasregnskab, og med uændret efterspørgsel på landbrugsprodukterne vil der ikke være nogen effekt på globalt plan.

4.1.4 Øget foderudnyttelse

Det forventes, at der især for svin og kvæg er et stort potentiale for at reducere kvælstofudskillelsen yderligere via optimeret fodring. Dette forventes at slå igennem med størst reduktion i urin-N (60-75% af reduktionen) og i mindre omfang i fæces-N (25-40% af reduktionen). Det forventes, at reduktionen i N-udskillelsen ved uændret produktionsniveau kan udgøre 23.000 t N år⁻¹ frem til 2010, fordelt med 15.000 t N for kvæg og 8.000 t N for svin. Heraf skønnes halvdelen at ske som et led i den igangværende udvikling, hvilket er inddraget i fremskrivningen af drivhusgasemissionen (afsnit 3.3). Den sidste halvdel (11.500 t N) kræver en yderligere indsats. En sådan ekstra indsats forventes at reducere N-udvaskningen med 1.200 t N år⁻¹. Det antages, at urin-N (70% af reduktionen) erstattes af handelsgødning, hvilket giver en samlet reduktion i mængden af udbragt gødning på 3.450 t N år⁻¹ for den ekstra indsats. Hvis det antages, at ammoniakfordampningen i gennemsnit udgør 27% fra husdyrgødning og 2% fra handelsgødning, vil den ekstra indsats give en reduktion i ammoniakfordampningen på 2.900 t N år⁻¹. Samlet vil dette resultere i en reduktion i lattergasudledningen på ca. 50 kt CO₂-ækv år⁻¹. Der antages ikke at være afledte effekter på metan- og kuldioxidudledningerne.

4.2 Arealrelaterede virkemidler

Disse virkemidler omfatter ændringer i den aktuelle anvendelse af dyrkningsarealet, såvel som udtagning af arealer til andre formål (tabel 13). Risikoen for N-udvaskning er forøget på husdyrgødede arealer, fordi tilførslen af total-N er større. Derfor forventes en positiv effekt på udvaskningen ved et krav om, at det lovbestemte 6%-areal med efterafgrøder skal være sam-

menfaldende med arealer der er tilført husdyrgødning samme år. Dette kunne suppleres med en forøgelse af 6%-satsen. Efterafgrøder lægger dog begrænsninger på dyrkningen af vinter-sæd og kan derfor forudsætte mere gennemgribende ændringer i sædskiftet.

Marginaljorde i ådale og vådområder har et højt indhold af organisk stof, og opdyrkningen medfører frigivelse af organisk bundet kvælstof med risiko for N-udvaskning og lattergas-emission. Udtagning af disse arealer vil bremse eller vende frigivelsen af kvælstof og har derfor en positiv effekt på kvælstofbalancen, ligesom der kan være positive effekter på naturværdier. Skovrejsning og omlægning til økologisk jordbrug er andre tiltag, som anføres at have positive effekter på kvælstoftab, og dermed på lattergasemissionen.

De arealrelaterede virkemidler medfører generelt positive effekter på drivhusgasbalancen. Skovrejsning skiller sig ud med et meget stort reduktionspotentiale, men det skal ses i lyset af at der er regnet på relativt store arealer. Den nationale skovrejsningsstrategi stiler mod en forøgelse af arealet på omkring 400.000 ha over en 80 til 100-årig periode (Kirkebæk og Thor-mann, 2000), men i perioden 1989-1998 var forøgelsen af skovarealet mindre end halvt så stor som den forudsatte tilvækstrate på 4-5000 ha pr. år. Danske skove indeholder i gennemsnit 57 t C ha^{-1} , svarende til $209 \text{ t CO}_2\text{-ækv. ha}^{-1}$ (appendiks C), og skovrejsning har derfor et stort potentiale for at reducere drivhusgasudledningerne på langt sigt.

4.2.1 Målrætning af 6%-efterafgrøder til husdyrgødede arealer

En målrætning af den eksisterende ordning med 6%-efterafgrøder mod husdyrgødede arealer er vurderet at reducere kvælstofudvaskningen med yderligere 12 kg N ha^{-1} . Det antages, at der vil være en yderligere 50% stigning i kvælstofoptagelsen, således at målrætning af 6%-efterafgrøderne fører til en øget N-optagelse i efterafgrøderne på 18 kg N ha^{-1} . Det antages endvidere, at der kan spares 6 kg N ha^{-1} i handelsgødning ved den øgede optagelse i efterafgrøder.

Den reducerede N-udvaskning og handelsgødningsforbrug vil føre til en reduktion i lattergas-emissionen, som delvis opvejes af en større udledning af lattergas fra det kvælstof, der tilbageføres i efterafgrøden. I den nationale opgørelse af drivhusgasudledningen indgår tilbageførelsen af kvælstof i planterester ikke, da datagrundlaget for arealet med efterafgrøder er for spinkelt. En større kvælstofoptagelse i efterafgrøderne vil formentlig føre til en bedre vækst af efterafgrøderne, som dog kun vanskeligt lader sig vurdere. Denne effekt er derfor udeladt her, og der forventes ingen afledte effekter på metanudledningen. En målrætning af det nuværende areal med 6%-efterafgrøder vil kun føre til en årlig reduktion i lattergasemissionen på ca. $9 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$. Effekten i den nationale opgørelse vil dog være større, ca. $22 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$.

4.2.2 Yderligere etablering af efterafgrøder på husdyrgødede arealer

Etablering af efterafgrøder på husdyrgødede arealer er vurderet at reducere kvælstofudvaskningen med 37 kg N ha^{-1} . Det antages at der vil være en yderligere 50% stigning i kvælstofoptagelsen, svarende til en øget N-optagelse i efterafgrøderne på 56 kg N ha^{-1} . Det antages endvidere, at der kan spares 18 kg N ha^{-1} i handelsgødning ved den øgede optagelse i efterafgrøder.

Hansen et al. (2000) angiver, at der for ugødet rajgræs kan produceres en overjordisk tørstofmængde på mellem 0,3 og $2,5 \text{ t tørstof ha}^{-1}$ samt en rodmasse på mellem 0,4 og $1,8 \text{ t tørstof ha}^{-1}$. Det er vurderet, at rodbiomassen udgør 80% af den samlede rodafsætning (Kuzayakov & Domanski, 2000). Under disse forudsætninger og under antagelse af 45% C i tørstoffet kan beregnes en årlig tilførsel af kulstof med efterafgrøden på mellem 0,36 og $2,14 \text{ t C ha}^{-1}$. På husdyrgødede arealer vurderes gennemsnitstilførslen af kulstof at ligge på $1,3 \text{ t C ha}^{-1}$. En del af den tilbageførte kulstofmængde vil blive omsat og frigivet som CO_2 . Vurderet over en 20-årig periode kan ophobningen af kulstof i en normalt dyrket jord sættes til 15% af den mængde kulstof, der er tilført i planterester (Kristiansen et al., 2004; appendiks D). Dette giver et nettobidrag på 200 kg C ha^{-1} fra efterafgrøder. Samlet giver dyrkning af efterafgrøder på yderligere 185.000 ha husdyrgødede arealer en reduktion i drivhusgasemissionerne på $176 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$.

4.2.3 Udtagning af arealer i omdrift i ådale/vådområder

Ved udtagning af arealer i ådale og vådområder forudsættes det, at dræn og grøfter sløjfes, at gødsning ophører, og at vandløbene føres tilbage til naturligt leje (Scenariegruppen, 2003). Det kalkuleres med en reduktion i kvælstofudvaskningen på 100 kg N ha^{-1} . Det antages desuden at der sker en reduktion i handelsgødningsforbruget på 100 kg N ha^{-1} .

Omdriftsarealer i ådale og vådområder har i mange tilfælde et højt indhold af organisk stof (organogen jord). Opdyrkningen medfører nedbrydning af organisk materiale og dermed CO_2 -udledning, men også frigivelse af organisk bundet kvælstof med risiko for øget N-udvaskning og lattergasemission. Ved ophør af dræning vil disse emissioner ophøre, og der vil normalt også kunne ske en kulstoflagring i jorden som følge af langsommere omsætning af det tilførte organiske stof. Effekten afhænger af jordens indhold af organisk stof inden udtagning af arealet. Her antages skønsmæssigt, at halvdelen af det udtagne areal i ådale/vådområder kan betegnes som organisk jord med over 10% organisk stof. På opdyrkede organiske jorde antages et årligt fald i kulstofindholdet på $1,0 \text{ t C ha}^{-1}$ og en lattergasemission på $8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (IPCC, 2000b). Disse emissioner antages at ophøre på de udtagne arealer.

Det forventes ikke, at etablering af vådområder vil medføre en særskilt lattergasemission fra kvælstof, der transporteres til vådområdet gennem grundvandsmagasin eller overfladevand (Groffman et al., 1998; appendiks A). Derimod kan retablerede vådområder under de rette be-

tingelser fjerne lattergas fra grundvand under passagen fra rodzone til ådalsskrænten. Denne effekt er dog ikke søgt inddraget her.

Hævning af grundvandsstanden vil forringe betingelserne for metanoxidation og forbedre betingelserne for metanproduktion. Metanudledningen stiger betydeligt hvis vandstanden hæves til 5-10 cm under terræn, hvorimod den næsten kan ignoreres ved vandstand på 20-25 cm under terræn (figur A.2 i appendiks A). På grundlag af forskellige studier anslås den gennemsnitlige forøgelse af metanemissionen at være omkring $400 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ efter hævning af vandstanden til ca. 5 cm under terræn (appendiks A). Denne øgede udledning af metan medregnes dog ikke i den nationale opgørelse af drivhusgasemissionerne. Det antages her, at der kun på 50% af arealet i ådalene vil være den nævnte effekt på metanudledningen, idet det antages at vandstanden på det øvrige areal vil ligge dybere end ca. 15 cm under terræn.

De udtagne arealer i ådalene antages at blive tilbageført til dyrkning af vedvarende græs eller lignende. I produktive græsmarker kan der antages en kulstofakkumulering på ca. $500 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (IPCC, 1997). I lavproduktive systemer vil kulstofakkumuleringen formentlig være lavere, og den estimerede kulstoflagring i verdens højmoser er kun på ca. $200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Armentano og Menges, 1986; Gorham, 1991). Der antages her en kulstofakkumulering på $300 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ samt at det tidligere fald i kulstofindhold fra opdyrkning af de organiske jorde ophører. I den nationale emissionsopgørelse indgår kun ophøret af fald i lattergasemission fra organiske jorde, og ikke en ændring i kulstofindholdet.

Ved medtagning af effekter på metanudledning og kulstoflagring, vil udtagning af 20.000 ha i omdrift i ådale resultere i en emissionsreduktion på $50 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$. I den nationale opgørelse bliver emissionsreduktionen større, $76 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$. Disse effekter er imidlertid meget afhængige af hvor højt indholdet af organisk stof er i jorderne inden udtagningen samt hvor højt grundvandsstanden hæves. Den maksimale effekt på udledningen af drivhusgasser fås ved at vælge arealer, hvor grundvandsstanden efter omlægningen er dybere end 15 cm under terræn. Dette kan dog have uheldige effekter på kvælstoffjernelsen ved denitrifikation.

4.2.4 Udtagning/skovrejsning på højbund

Ved udtagning af landbrugsjord på højbund overgår arealet til en permanent bevokning med f.eks. græs. Alternativt kan arealet overgå til skovrejsning. I begge tilfælde forventes en reduktion i N-udvaskningen på 50 kg N ha^{-1} . Det antages desuden, at der sker en reduktion i handelsgødningforbruget på 100 kg N ha^{-1} . Der forventes en reduktion i ammoniakfordampningen på 7 kg N ha^{-1} , da der ikke sker ændringer i husdyrgødningsmængden.

Ved omlægning af jord i omdrift til vedvarende græs kan der forventes en årlig kulstofakkumulering på 500 kg C ha^{-1} (IPCC, 1997). Ved skovrejsning sker der hovedsageligt en binding af kulstof i vedmassen. Der vil desuden akkumuleres kulstof i førnlaget over mineraljorden. Den årlige tilvækst afhænger dog af skovens alder og er mindst umiddelbart efter etablerin-

gen. I nærværende beregning regnes der i forhold til forpligtelsesperioden 2008/12 i Kyoto-protokollen med en gennemsnitlig årlig binding på $700 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i vedmassen, idet det antages at den årlige skovrejsning er konstant, således at der i 2012 er samlet tilplantning på det nævnte areal (appendiks C). Effekten af skovrejsning på kulstoflagringen vil være betydeligt større i senere forpligtelsesperioder, da den årlige tilvækst af kulstof i vedmassen tiltager efter en etableringsperiode.

I tabel 13 skelnes således mellem effekten af udtagning til græsmarker og effekten af skovrejsning. Kulstoflagringen i jord fra etablering af græsmarker medregnes p.t. ikke i det nationale drivhusregnskab, hvorimod kulstoflagringen i skovenes vedmasse indgår. Effekten på de nationale emissioner er derfor betydeligt større fra skovrejsning end fra udtagning til græsmarker.

4.2.5 Yderligere omlægning til økologisk jordbrug

Ved omlægning til økologisk jordbrug er forudsat en reduktion i N-udvaskningen på 20 kg N ha^{-1} . Det antages desuden, at der sker en reduktion i handelsgødningens forbrug på 100 kg N ha^{-1} , som dog delvis opvejes af en øget N-fiksering på 30 kg N ha^{-1} . Ammoniakfordampningen forventes at blive reduceret med 5 kg N ha^{-1} svarende alene til en ændring i ammoniakfordampningen fra afgrøderne. Ammoniakfordampningen fra gødningshåndteringen forudsættes således at være uændret.

I økologisk jordbrug vil der generelt være en større andel græsmarker og efterafgrøder. Både græsmarker og efterafgrøder vil øge kulstoflagringen i jorden. For græsmarker er den årlige stigning i jordens kulstofindhold anslået til 500 kg C ha^{-1} og for efterafgrøder 200 kg C ha^{-1} . I nærværende beregninger er det forudsat, at arealet med græsmarker og efterafgrøder udgør 20% mere af det samlede dyrkede areal i økologisk end i konventionel jordbrug (Kristensen et al., 2003), og at denne effekt udgør $350 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for både græsmarker og efterafgrøder. Omlægning af 270.000 ha til økologisk jordbrug resulterer samlet i en reduktion i drivhusgasemissionerne $240 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$. Heraf er det dog kun $171 \text{ kt CO}_2\text{-ækv år}^{-1}$, der p.t. kan indregnes i den nationale emissionsopgørelse.

4.3 Teknologiske virkemidler

Teknologigruppen (2003) har beskrevet en række tekniske løsninger til reduktion af ammoniakfordampningen i stalde og lagre, som kan optimere opsamlingen af gødningskvælstof. Hvis der ikke gennemføres stramninger af kravet til udnyttelse af N i husdyrgødningen, vil kvælstofudvaskningen stige og effekten på drivhusgasemissionen være beskeden (tabel 14). Hvis kravene til udnyttelse af husdyrgødningen strammes, således at kvælstofudvaskningen ikke stiger, vil effekten på drivhusgasemissionen være noget større (tabel 15).

4.3.1 Forsuring i kvæg- og svinestalde

Forsuring af gylle i staldene vil reducere ammoniakfordampningen væsentligt, hvilket har en afledt effekt på lattergasemissionen. Tilsætningen af sulfat åbner mulighed for sulfatreduktion og svovlbrintdannelse, men det modvirkes ved kraftig beluftning i gyllekanaler og fortank. Beluftningen har en energiomkostning svarende til 0,70 kg CO₂-ækv t⁻¹ gylle, eller 30-50% af den reduktion som opnås gennem mindre ammoniakfordampning. I slutlageret som ikke beluftes kan sulfatreduktion muligvis hæmme metanproduktionen (Petersen, 1993), effekten på metanemission er formentlig kun forbigående.

Samlet set giver en forsuring i 20% af kvæg- og svinestaldene alt andet lige en stigning i drivhusgasemissionerne på ca. 3 kt CO₂-ækv år⁻¹. Hvis der kompenseres for det øgede kvælstofindhold, således at kvælstofudvaskningen ikke stiger, bliver drivhusgasemissionerne i stedet reduceret med 50 kt CO₂-ækv år⁻¹.

4.3.2 Skrabere i kvægstalde

Anvendelse af skrabere i kvægstalde kan føre til en reduktion på 50% i ammoniakfordampningen. Hvis anvendelsen af skrabere samtidigt fører til en daglig udslusning af gylle fra kvægstalde, kan dette også føre til en reduktion af metanudledningen fra stalden. Det skyldes, at gyllen føres fra opbevaring ved højere temperatur i gyllekanaler til opbevaring ved en lavere temperatur i det udendørs lager. Ifølge Sommer et al. (2003) kan daglig udslusning reducere metanemissionen under lagring af gylle (gyllekanal og gyllelager) med 48%. Forsigtigt skønnet er det formentlig muligt at reducere metan emissionen fra kvægstalde med 50% hvis der udsluses dagligt, svarende til en reduktion på 30% af metanemissionen fra stald og lager. Da det ikke klart fremgår om teknologien vil føre til en hyppigere udslusning af gylle, er denne effekt på metanudledningen ikke medtaget her. Anvendelse af skrabe anlæg vil dog føre til et lidt større energiforbrug på ca. 40 kWh ko⁻¹ år⁻¹, hvilket svarer til en øget CO₂-udledning på ca. 36 kg CO₂ ko⁻¹ år⁻¹.

Under disse forudsætninger vil dette virkemiddel føre til en øget udledning af drivhusgasser, selv hvis der kompenseres for et højere kvælstofindhold i husdyrgødningen gennem øget udnyttelseskrav til N i gødningen.

4.3.3 Køling af gylle i svinestalde

Afkøling af gylle i stalden reducerer ammoniakfordampningen. Desuden kan afkøling af gylle også bidrage til en reduktion i metanemissionen. Ifølge modelberegninger af Sommer et al. (2003) kan metanemissionen reduceres med 31% ved at reducere gyllens temperatur fra 15°C om vinteren og 20°C om sommeren til 10°C. Hilhorst et al. (2001) fandt at en temperaturændring fra 20 til 10°C reducerede metanemissionen med 30-50%, hvilket understøtter modelberegningerne. Det antages derfor, at afkøling kan reducere emissionen af metan fra gylle

lagret i svinestalde med 30%, svarende til 15% af den samlede metanemission fra stald og lager. Effekten af reduktionen i metanudledningen vil dog ikke p.t. kunne inkluderes i den nationale emissionsopgørelse. Det er antaget, at køling af gyllen ikke medfører et øget energiforbrug, da virkemidlet kun anvendes på svinestalde, hvor der antages at være et tilsvarende behov for opvarmning af stalden.

Ved køling af 20% af den totale mængde svinegylle kan drivhusgasemissionerne alt andet lige reduceres med ca. 20 kt CO₂-ækv år⁻¹, hvoraf dog kun 1 kt CO₂-ækv år⁻¹ vil blive medregnet i den nationale opgørelse. Hvis der kompenseres for det højere kvælstofindhold i gyllen, bliver reduktionen i drivhusgasemissionerne i stedet 28 kt CO₂-ækv år⁻¹.

4.3.4 Staldseparering i svinestalde

Ved staldseparering sker en adskillelse af urin og fæces i stalden. De to fraktioner lagres og behandles hver for sig. Det vurderes at tiltaget vil reducere ammoniakfordampningen. Tiltaget vil formentlig kunne reducere emissionen af metan, da der vil ske en hyppig udmugning af den faste del af gødningen, hvorved metanudledning fra gyllelageret i stalden undgås. Det er dog ikke p.t. muligt at kvantificere denne effekt. Resultatet på drivhusgasemissioner kan derfor alene tilskrives reduktionen i ammoniakfordampningen, og denne effekt er ganske beskedent.

4.3.5 Luftvasker/scrubber i svine- og fjerkræstalde

Ved luftrensning sker en betydelig reduktion af ammoniakfordampningen og lugten i afgangsluften fra stalde. Hvis denne luftrensning gennemføres med biofiltre, er der også et potentiale for kvælstofomsætning og lattergasemission. Lattergasemission er påvist i nye undersøgelser, men den kvantitative betydning kan endnu ikke opgøres. I teorien er metanoxidation også en mulighed, men forsøg i jordmiljøer har vist at denne proces hæmmes af uorganisk kvælstof og derfor sandsynligvis er uden betydning for metanemissionen fra stalde (bl.a. Kravchenko, 2002). Luftvaskere forventes ikke at have nogen effekt på energiforbruget, da de alene tænkes anvendt i staldsystemer med mekanisk ventilation. Effekten af luftrensning på reduktionen i drivhusgasemissioner tilskrives derfor i denne rapport alene reduktionen i ammoniakfordampningen.

Ved anvendelse på 20% af svine- og fjerkræstaldene kan drivhusgasemissionerne alt andet lige reduceres med ca. 3 kt CO₂-ækv år⁻¹. Hvis der kompenseres for det højere kvælstofindhold i gyllen bliver reduktionen i drivhusgasemissionerne i stedet 30 kt CO₂-ækv år⁻¹.

4.3.6 V-formede gyllekanaler

Skråtstillede gyllekanaler med glatte sider kan reducere den opsamlede gylles overfladeareal. Dette kan reducere ammoniakfordampningen. Det er imidlertid uklart om der vil være effekter

på metan- og lattergasemissionen. Effekten af ændring i gyllekanalernes udformning på drivhusgasemissionerne tilskrives derfor her alene reduktionen i ammoniakfordampningen.

Ved anvendelse på 20% af staldene kan drivhusgasemissionerne alt andet lige reduceres med ca. 1 kt CO₂-ækv år⁻¹. Hvis der kompenseres for det højere kvælstofindhold i gyllen, bliver reduktionen i drivhusgasemissionerne i stedet 10 kt CO₂-ækv år⁻¹.

4.3.7 Biogasbehandling af gylle

Ved behandling af gylle i biogasanlæg forgæres organisk stof til metan, der efterfølgende benyttes som drivmiddel til elproduktion. Ved forgæringen reduceres gødningens indhold af omsætteligt kulstof, og dermed potentialet for metanproduktion under lagring. Det mindre indhold af letomsætteligt organisk stof vil desuden reducere lattergasemissionen i marken.

Hvis gyllen overføres fra biogasreaktor til lager ved procestemperatur (45-50°C), vil der ske efter-afgasning som kan udgøre 10-20% af den samlede gasproduktion, idet metanemissionen pr. omsættelig kulstofenhed stiger eksponentielt med temperaturen. Det er derfor vigtigt at reducere gyllens temperatur før den føres til slutlageret, hvilket kan ske ved varmeveksling. Alternativt kan lagertanken overdækkes med mulighed for metanopsamling. Ellers kan den paradoksale situation opstå, at metanemissionen fra afgasset gylle er større end emissionen fra ubehandlet gylle.

Sommer et al. (2001) beregnede drivhusgasbalancen for biogasbehandling, idet man både indregnede substitution af fossil energi og forudsatte at metantabet ved eftergasning blev undgået. Dette beregningsgrundlag er benyttet her til beregning af effekt af biogasbehandling, idet det antages, at det nuværende teknologi anvendes. Ved biogasbehandling af yderligere 10% af gyllen vil drivhusgasemissionerne kunne reduceres med ca. 103 kt CO₂-ækv år⁻¹.

4.3.8 Nedfældning af gylle

Ved nedfældning af gylle reduceres ammoniakfordampningen. Nedfældning af gylle er dog fundet i flere undersøgelser at kunne øge udledningen af lattergas (Wulf et al., 2002). Denne effekt er dog ikke medregnet her. Der er desuden et yderligere energiforbrug ved nedfældning af gylle sammenlignet med bredspredning eller slangeudlægning. Dette yderligere forbrug af diesel er angivet til 1.8 L ha⁻¹ (Hansen et al., 2003b), svarende til en yderligere emission på 5,6 kg CO₂ ha⁻¹. I beregningerne er det her antaget at der ved hver udbringning tilføres 150 kg total-N ha⁻¹.

Under disse forudsætninger er der stort set ingen effekt på drivhusgasemissionerne, hvis der ikke kompenseres for faldet i ammoniakfordampningen i fastsættelsen af N-udnyttelsen i gyllen.

Tabel 12. Gødningsrelaterede virkemidler. Emissionsreduktionen er opgjort for de enkelte drivhusgasser. Opgørelsen af CO₂ dækker over både ændringer i energiforbrug og ændret kulstoflagring i jorden. Effekten af virkemidlet i den nationale emissionsopgørelse er angivet særskilt.

Virkemiddel	Yderligere anvendelse	Reduktion i N-udvaskning (t N)	Reduktion i NH ₃ udledning (t N)	Reduktion i drivhusgasemission (kt CO ₂ -ækv år ⁻¹)			I alt	Reduktion i den nationale opgørelse kt CO ₂ -ækv år ⁻¹
				CH ₄	N ₂ O	CO ₂		
Skærpelse af krav til udnyttelse af N i husdyrgødning	5 % point	3.400	250	0	112	0	112	112
	10 % point	6.800	500	0	223	0	223	223
Reduceret N-kvote i forhold til nuværende norm	10 % point	12.400	900	0	407	0	407	407
	20 % point	23.600	1.800	0	800	0	800	800
Reduceret malkekvægbestand	10 %	1.350	1.900	242	53	0	295	295
	20 %	2.700	3.800	483	106	0	589	589
	40 %	5.400	7.600	966	211	0	1.178	1.178
Reduceret svinebestand	10 %	1.400	3.200	100	62	0	162	162
	20 %	2.800	6.400	200	123	0	323	323
	40 %	5.600	12.800	401	246	0	647	647
Øget foderudnyttelse		1.200	2.900	0	50	0	50	50

Tabel 13. Arealrelaterede virkemidler. Emissionsreduktionen er opgjort for de enkelte drivhusgasser. Opgørelsen af CO₂ dækker over både ændringer i energiforbrug samt ændret kulstoflagring i jord og vedmasse. Effekten af virkemidlet i den nationale emissionsopgørelse er angivet særskilt.

Virkemiddel	Yderligere anvendelse (ha)	Reduktion i N-udvaskning (t N)	Reduktion i NH ₃ udledning (t N)	Reduktion i drivhusgasemission (kt CO ₂ -ækv år ⁻¹)				I alt	Reduktion i den nationale opgørelse kt CO ₂ -ækv år ⁻¹
				CH ₄	N ₂ O	CO ₂			
Måltretning af 6%-efterafgrøder til husdyrgødede arealer	120.000	2.220	0	0	9	0		9	22
Yderligere etablering af efterafgrøder til husdyrgødede arealer	185.000	6.845	0	0	41	136		176	104
Udtagning af arealer i omdrift i ådale/vådområder	20.000 40.000 80.000	2.000 4.000 8.000	0 0 0	-84 -168 -336	76 151 302	58 117 235		50 100 201	112 224 449
Udtagning til græsmarker på højbund	270.000 540.000 1080.000	13.500 27.000 54.000	1.800 3.600 7.200	0 0 0	338 676 1352	495 990 1980		833 1666 3332	338 676 1352
Skovrejsning på højbund	270.000 540.000 1080.000	13.500 27.000 54.000	1.800 3.600 7.200	0 0 0	338 676 1352	693 1386 2772		1031 2062 4124	1031 2062 4124
Yderligere omlægning til økologisk jordbrug	270.000 540.000 1080.000	5.400 10.800 21.600	1.350 2.700 5.400	0 0 0	171 342 684	69 139 277		240 481 961	171 342 684

**Tabel 14. Teknologiske virkemidler. Reduktionen i N-udvaskningen er angivet under forudsætning af, at der ikke reduceres i øvrig N-
anvendelse. Emissionsreduktionen er opgjort for de enkelte drivhusgasser. Opgørelsen af CO₂ dækker over både ændringer i energifor-
brug, energiproduktion og ændret kulstoflagring i jorden. Effekten af virkemidlet i den nationale emissionsopgørelse er angivet særskilt.**

Virkemiddel	Andel af husdyr- gødningen	Reduktion i N-udvaskning (t N)	Reduktion i NH ₃ udledning (t N)	Reduktion i drivhusgasemission (kt CO ₂ -ækv år ⁻¹)				I alt	Reduktion i den nationale opgørelse kt CO ₂ -ækv år ⁻¹
				CH ₄	N ₂ O	CO ₂			
Forsuring i kvægstalde	10 %	-270	900	?	1	-2	-1	-1	-1
	20 %	-540	1.800	?	2	-4	-2	-2	-2
	40 %	-1.080	3.600	?	4	-9	-4	-4	-4
Forsuring i svinestalde	10 %	-540	1.800	?	2	-3	-1	-1	-1
	20 %	-1.080	3.700	?	5	-6	-1	-1	-1
	40 %	-2.160	7.400	?	10	-11	-1	-1	-1
Skrabere i kvægstalde	10 %	-45	150	0	0	-3	-3	-3	-3
	20 %	-90	300	0	0	-6	-5	-5	-5
	40 %	-180	600	0	1	-12	-11	-11	-11
Køling af gylle i svinestalde	10 %	-120	400	9	1	0	10	1	1
	20 %	-240	800	19	1	0	20	1	1
	40 %	-480	1.600	38	2	0	40	2	2
Staldseparering i svinestalde	10 %	-180	600	0	1	0	1	1	1
	20 %	-360	1.200	0	1	0	1	1	1
	40 %	-690	2.300	0	3	0	3	3	3
Luftvasker/scrubber i svine- og fjerkræstalde	10 %	-420	1.400	0	2	0	2	2	2
	20 %	-810	2.700	0	3	0	3	3	3
	40 %	-1.620	5.400	0	7	0	7	7	7
V-formede gyllekanaler	10 %	-150	500	0	1	0	1	1	1
	20 %	-270	900	0	1	0	1	1	1
	40 %	-540	1.800	0	2	0	2	2	2
Biogasbehandling af den del af gyllen, der ikke p.t. behandles	10 %	0	0	14	10	79	103	103	103
	20 %	0	0	28	21	158	207	207	207
	40 %	0	0	56	41	315	413	413	413
Nedfældning af gylle	10 %	-225	750	0	1	-1	0	0	0
	20 %	-450	1.500	0	2	-2	0	0	0
	40 %	-900	3.000	0	4	-3	0	0	0

Tabel 15. Teknologiske virkemidler. Det er antaget, at kravet til udnyttelse af husdyrgødningen skærpes svarende til reduktionen i ammoniakfordampning. Emissionsreduktionen er opgjort for de enkelte drivhusgasser. Opgørelsen af CO₂ dækker over både ændringer i energiforbrug, energiproduktion og ændret kulstoflagring i jorden. Effekten af virkemidlet i den nationale emissionsopgørelse er angivet særskilt.

Virkemiddel	Andel af husdyr-gødningen	Reduktion i N-udvaskning (t N)	Reduktion i NH ₃ udledning (t N)	Reduktion i drivhusgasemission (kt CO ₂ -ækv år ⁻¹)				Reduktion i den nationale opgørelse kt CO ₂ -ækv år ⁻¹
				CH ₄	N ₂ O	CO ₂	I alt	
Forsuring i kvægstalde	10 %	0	900	?	10	-2	7	7
	20 %	0	1.800	?	20	-4	15	15
	40 %	0	3.600	?	39	-9	31	31
Forsuring i svinestalde	10 %	0	1.800	?	20	-3	17	17
	20 %	0	3.700	?	41	-6	35	35
	40 %	0	7.400	?	81	-11	70	70
Skrabere i kvægstalde	10 %	0	150	0	1	-3	-1	-1
	20 %	0	300	0	3	-6	-2	-2
	40 %	0	600	0	7	-12	-5	-5
Køling af gylle i svinestalde	10 %	0	400	9	4	0	14	4
	20 %	0	800	19	9	0	28	9
	40 %	0	1.600	38	18	0	55	18
Staldseparering i svinestalde	10 %	0	600	0	7	0	7	7
	20 %	0	1.200	0	13	0	13	13
	40 %	0	2.300	0	24	0	24	24
Luftvasker/scrubber i svine- og fjerkræstalde	10 %	0	1.400	0	15	0	15	15
	20 %	0	2.700	0	30	0	30	30
	40 %	0	5.400	0	59	0	59	59
V-formede gyllekanaler	10 %	0	500	0	5	0	5	5
	20 %	0	900	0	10	0	10	10
	40 %	0	1.800	0	20	0	20	20
Biogasbehandling af den del af gyllen, der ikke pt behandles	10 %	666	0	14	32	79	125	125
	20 %	1332	0	28	64	158	250	250
	40 %	2664	0	56	127	315	498	498
Nedfældning af gylle	10 %	0	750	0	8	-1	7	7
	20 %	0	1.500	0	16	-2	15	15
	40 %	0	3.000	0	33	-3	30	30

4.4 Effekt af balanceafgift på kvælstof

En balanceafgift vil afgiftsbelaste det samlede kvælstofoverskud i landbrugssektoren, og samtidig give anledning til forskydninger samlet mellem output- og inputpriser, såvel som mellem de enkelte output- og inputpriser indbyrdes. Økonomimodelgruppen (2003) har beregnet effekten af tre forskellige afgiftssatser på kvælstof ved hjælp af ESMERALDA-modellen. Da kvælstofafgiften erstatter anden regulering af gødningsanvendelsen, er effekten beregnet i forhold til en deregulering af forholdene for 2001, hvilket indebærer at normreguleringen er fjernet. Der er i beregningerne antaget en uændret husdyrbestand, hvorimod der ved stigende afgiftsniveau sker et fald i forbruget af handelsgødning og af kvælstof i foderimport (tabel 16). Der er dog i beregningerne af effekt på drivhusgasemissionerne ikke taget hensyn til ændringer i foderimporten.

Tabel 16. Effekt af deregulering og forskellige niveauer af afgift på kvælstofbalancen for posterne i landbrugets kvælstofbalancer (mio. t N år⁻¹).

	2001	Dereg. 2001	4 kr kg ⁻¹ N	8 kr kg ⁻¹ N	12 kr kg ⁻¹ N
Handelsgødning	229	275	209	158	140
Foder	211	199	190	190	187
Fiksering	42	40	40	40	40
Deposition	47	47	47	47	47
Tilførsel i alt	529	562	486	435	413
Veg. produkter	75	77	76	75	74
Anim. produkter	111	111	111	111	111
Fraførsel i alt	186	188	187	187	185
Overskud	343	374	299	248	228

De anførte antagelser omkring uændret husdyrhold og uændret samlet landbrugsareal medfører at effekten på drivhusgasemissionerne alene vedrører lattergas (tabel 17). I forhold til et dereguleret scenario i 2001 vil indførelse af en balanceafgift på 4 kr kg⁻¹ N reducere drivhusgasemissionen med 0,72 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Ved afgifter på 8 og 12 kr kg⁻¹ N er reduktionerne henholdsvis 1,28 og 1,48 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹.

Tabel 17. Effekt af deregulering og forskellige niveauer af afgift på kvælstofbalancen for drivhusgasemissioner fra dansk landbrug.

	2001	Dereg. 2001	4 kr kg ⁻¹ N	8 kr kg ⁻¹ N	12 kr kg ⁻¹ N
CH ₄ , mio. t år ⁻¹	181,40	181,40	181,40	181,40	181,40
N ₂ O, mio. t år ⁻¹	21,84	23,47	21,14	19,34	18,70
CO ₂ , mio. t år ⁻¹	265	265	265	265	265
I alt, mio t CO ₂ -ækv år ⁻¹	10,86	11,36	10,64	10,08	9,88

4.5 Effekt af 25% reduktionsscenarie

Scenariegruppen (2003) har givet forslag til en række tiltag, som tilsammen skønnes at give en yderligere reduktion i kvælstofudvaskningen fra landbruget på 25% (tabel 18). Scenariet indebærer samtidigt en reduktion i ammoniakfordampningen på ca. 15.000 t N år⁻¹. Mikkelsen og Gyldenkærne (2003) har beregnet, at dette scenarie vil reducere landbrugets drivhusgas-emissioner med 0,71 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ i Kyotoforpligtigelsesperioden 2008/12. Heraf kan de 0,58 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ henføres til reduktion i lattergasemissionen.

Tabel 18. Forslag til hvordan en yderligere reduktion i kvælstofudvaskningen på 25% fra rodzonen kan opnås (Scenariegruppen, 2003).

Tiltag	Areal (ha)	Reduceret udvaskning (t N)	Reduceret gød- ningsforbrug (t N)	Reduceret am- moniakfor- dampning (t N)
Forbedret fodring		1.200		
10% skærpelse af krav til udnyt- telse af husdyrgødning		6.900	19.200	500
6%-efterafg. ved husdyrgødning	185.000	2.220		
Flere efterafg. ved husdyrgød- ning	185.000	6.845		
Udtagning til vådområder	90.000	9.000 ¹	12.060	
Udtagning/skovrejsning	40.000	2.000	5.360	268
Reduktion af N-norm med 10%		12.400	32.700	900
SFL-områder (30 kg N ha ⁻¹)	40.000	1.200	1.500	
Økologisk jordbrug	30.000	840	2.610	150
Forsuring af gylle, 30% af stalde				11.000
Bioafgasning, 30% af gylle		2.000		
Nedfældning, 30% af gylle				2.250
Samlet reduktion		44.605		15.218

¹: Ingen effekt på drivhusgasemissionerne

4.6 Omkostningseffektivitet af virkemidler i VMP III

Omkostningerne ved gennemførelse af virkemidlerne i VMP III er analyseret af Økonomimodelgruppen (2003), og disse omkostninger er anvendt direkte her. I Økonomimodelgruppens rapport er der anvendt en realrente på 4% ved beregning af omkostninger til vådområder og skovrejsning. For at sikre overensstemmelse med klimastrategien (Anonym, 2003) er der dog her anvendt en realrente på 6%.

4.6.1 Budgetøkonomiske analyser

De budgetøkonomiske omkostninger til gennemførelse af virkemidlerne i tabel 12 til 15 er vist i tabel 19. Omkostningerne ved en række af de teknologiske virkemidler er dog ikke anført, da disse indgår som midler til at øge kvælstofudnyttelsen i husdyrgødningen og derfor indgår som omkostninger ved dette virkemiddel. Foruden virkemidlerne i tabel 12 til 15 er der også i tabel 19 anført omkostninger og omkostningseffektiviteter ved ordningerne omkring Miljøvenlig Jordbrug (MVJ), da disse også vil kunne indgå i en kommende vandmiljøplan.

Der er for en række af tiltagene en betydelig variation i estimatet for omkostningerne, som også afspejler sig i omkostningseffektiviteterne for såvel reduktion i N-udvaskningen som for reduktion i drivhusgasemissionerne. Dette hænger sammen med variation i omkostningerne afhængigt af lokale omstændigheder samt i visse tilfælde usikkerheder omkring omkostningsfastsættelsen. Omkostningerne til reduktion af husdyrbestanden afspejler den langsigtede omkostning efter tilpasning i sektoren, hvorimod de umiddelbare omkostninger vil være større.

De laveste omkostninger pr. reduceret ton CO₂ fås for øget foderudnyttelse, omlægning af efterafgrøder til husdyrgødede arealer samt biogasbehandling. Det er samtidigt de eneste virkemidler, hvor de budgetøkonomiske omkostninger ligger under pejlemærket på 120 kr pr. ton CO₂ fastsat i klimastrategien (Anonym, 2003). Det skal dog understreges at pejlemærket er fastsat i forhold til de velfærdsøkonomiske omkostninger.

Generelt findes de laveste omkostninger pr. ton reduceret CO₂ for de gødningsrelaterede og visse af de arealrelaterede virkemidler. Omkostningerne ligger typisk på 300-500 kr t⁻¹ CO₂-ækv for reduceret husdyrbestand, reduceret N-kvote samt for etablering af yderligere efterafgrøder. Udtagning af landbrugsarealer samt omlægning til økologisk jordbrug ligger på 1000 kt t⁻¹ CO₂-ækv eller derover. Det samme gælder for MVJ-ordningerne og forsuring af gylle i stalde.

Tabel 19. Budgetøkonomiske marginalomkostninger for udvalgte virkemidler med udgangspunkt i implementeringen af VMP II. Omkostningseffektiviteten er udregnet som omkostningen per kg N i reduceret N-udvaskning og som kr per ton reduktion i CO₂-ækvivalenter.

Virkemiddel	Udgift	Omkostningseffektivitet		
	kr ha ⁻¹ år ⁻¹	kr kg ⁻¹ N	kr t ⁻¹ CO ₂ ^A	kr t ⁻¹ CO ₂ ^B
<i>Gødningsrelaterede virkemidler</i>				
Reduceret N-kvote (10-20%)	72	16	485	485
Reduceret malkekvgbestand	750 kr DE ⁻¹	46	320	320
Reduceret svinebestand	750 kr DE ⁻¹	46	580	580
Øget foderudnyttelse		5	120	120
<i>Arealrelaterede virkemidler</i>				
6%-efterafg. på husdyrgødede arealer	0	0	0	0
Flere efterafg. på husdyrgødede arealer	250	7	260	445
Udtagning til vådområder (30.000 ha)	2.880-3.600	19-24	1150-1435	765-955
Udtagning til vådområder (170.000 ha)	5.400-6.900	36-46	2150-2750	1430-1830
Udtagning til græsmarker på højbund	3.000-4.000	67-89	1090-1440	2675-3555
Skovrejsning på højbund	3.600	44	940	940
Omlægning til økologisk jordbrug	2.870	68	3230	4560
<i>Teknologiske virkemidler</i>				
Forsuring i kvægstalde	300-500	-	3191-5319	3191-5319
Forsuring i svinestalde	300-500	-	1364-2273	1364-2273
Biogasbehandling	-5-5 kr t ⁻¹	-	-83-83	-83-83
<i>MVJ ordninger</i>				
Nedsættelse af N-norm (40%)	600-800	35-47	1000-1330	1000-1330
Græsordninger	900-1.200	129-171	4500-6000	4500-6000
20 års udtagning af agerjord	3.000-4.000	67-89	1000-1330	2400-3200
Miljødrift (-pesticider, 140 kg N ha ⁻¹)	870	51	2900	2900

^A Drivhusgasemissionen er opgjort efter metoden beskrevet i afsnit 5.1-5.3.

^B Drivhusgasemissionen er opgjort efter den metode, der benyttes i den nationale emissionsopgørelse.

4.6.2 Velfærdsøkonomiske analyser

Økonomimodelgruppen (2003) har beregnet de velfærdsøkonomiske omkostninger for en række af virkemidlerne beskrevet i afsnit 5.1 til 5.4. Disse velfærdsøkonomiske omkostninger er benyttet til beregning af virkemidlernes omkostningseffektivitet i forhold til reduktion af drivhusgasemissionerne. De velfærdsøkonomiske omkostninger i nærværende rapport er baseret på beregningerne af omkostningseffektivitet i forhold til reduktion af nitratudvaskningen. Omkostningseffektiviteten er her opgjort uden sideeffekterne for nitratudvaskning og ammoniak, da disse ikke er egentlige sideeffekter i forhold til målsætningerne med vandmiljøplanerne.

Afgift på kvælstofbalancen

Effekterne af en afgift på landbrugets kvælstofbalance er opgjort med ESERALDA-modellen. Afgiftsprovenuet forudsættes tilbageført til landbruget. Der er beregnet både budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af afgifterne. De velfærdsøkonomiske omkostninger er mellem 17 og 21 procent højere på grund af den korrektion for moms og generelle afgifter som man foretager i en velfærdsøkonomisk beregning. Både det velfærdsøkonomiske tab og emissionsreduktionen er beregnet i forhold til en deregulering af landbruget i 2001, hvilket indebærer at normreguleringen og udnyttelseskravene forudsættes fjernet. Omkostningen i forhold til reduktion af drivhusgasemissionerne kan beregnes til ca. 450 til 600 kr t⁻¹ CO₂-ækv afhængig af afgiftniveau (tabel 20).

Tabel 20. Velfærdsøkonomiske konsekvenser af afgift på kvælstofbalancen for landbrugssektoren og beregnet omkostningseffektivitet i forhold til drivhusgasemission. Effekterne er beregnet i forhold til en 2001-situation, hvor normreguleringen er fjernet.

Afgiftsniveau	Emissionsreduktion mio. t CO ₂ -ækv.	Velfærdsøko. tab mio. kr.	Omkostningseffektivitet kr. t ⁻¹ CO ₂ -ækv.
4 kr. kg ⁻¹ N	0,72	331	460
8 kr. kg ⁻¹ N	1,28	657	513
12 kr. kg ⁻¹ N	1,48	864	584

Udtagning af omdriftsarealer

Der er i de velfærdsøkonomiske beregninger taget udgangspunkt i de udtagningsscenarier, der er udarbejdet af Scenariegruppen (2003), hvor udtagning forudsættes at være det eneste virkemiddel. Fordelingen af udtagne arealer på forskellige arealtyper i Scenariegruppens forslag er vist i tabel 21. I tabel 22 vises de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger. De velfærdsøkonomiske omkostninger er beregnet med udgangspunkt i de tabte jordrenter for den hidtidige produktion fratrukket evt. indtægter efter udtagning fra ekstensivt græs og skov, inklusive EU-tilskud. Det er i Økonomimodelgruppens beregninger endvidere forudsat, at den resulterende reduktion i arealet med korn og raps på svineavlsbedrifter vil resultere i en reduktion i svineproduktionen i samme omfang som korn- og rapsproduktionen. Svineproduktionen er inden udtagning anslået til i gennemsnit 1 DE ha⁻¹ for de berørte arealer på svinebrug (Økonomimodelgruppen, 2003).

Reduktionen i drivhusgasemissioner ved udtagningsscenarierne afhænger af opgørelsesmetode (tabel 22). Reduktionen er lidt mindre, hvis opgørelsesmetoden beskrevet i denne rapport benyttes, sammenlignet med metoden i den nationale emissionsopgørelse. Dette resulterer derfor i en lidt lavere omkostning på 600-1400 kr t⁻¹ CO₂-ækv ved anvendelse af den nationale emissionsopgørelse sammenlignet med 700-1700 kr t⁻¹ CO₂-ækv for metoden beskrevet i denne rapport.

Tabel 21. Forudsætninger for fordelinger på arealtyper (ha) i udtagningsscenarierne (Scenariegruppen, 2003; Økonomimodelgruppen, 2003). Desuden er reduktionen i svineproduktionen vist angivet i DE.

Scenarie	Ådale	Højbund til skov	Højbund til græs	Areal, i alt	Reduceret svineproduktion *
5%	33.000	15.000	2.500	50.500	20.000
10%	69.000	29.000	5.200	103.200	40.000
25%	190.000	87.000	14.200	291.200	112.000
50%	380.000	175.000	28.000	583.000	224.000

* Økonomimodelgruppen (2003) bemærker, at denne reduktion i svineproduktionen er usikker og kan være overestimeret. På den anden side er jordrentetabet i planteproduktionen sandsynligvis underestimeret, og de to effekter antages at udjævne usikkerheden.

Tabel 22. Velfærdsøkonomisk tab (mio. kr), emissionsreduktion (kt CO₂-ækv) og omkostningseffektivitet i forhold til reduktion i drivhusgasemissionen (kr t⁻¹ CO₂-ækv) ved forskellige udtagningsscenarier.

Scenarie	Velfærdstab mio. kr	Emissionsreduktion (kt CO ₂)		Omkostningseff. (kr t ⁻¹ CO ₂)	
		Egen opg. ^A	Nat. opg. ^B	Egen opg. ^A	Nat. opg. ^B
5%	140-320	174	211	805-1839	664-1517
10%	250-590	352	430	710-1676	581-1372
25%	700-1660	999	1.213	701-1662	577-1369
50%	1400-3300	2.000	2.430	700-1650	576-1358

^A Drivhusgasemissionen er opgjort efter metoden beskrevet i afsnit 5.1-5.3.

^B Drivhusgasemissionen er opgjort efter den metode, der benyttes i den nationale emissionsopgørelse.

Intervallerne i de velfærdsøkonomiske opgørelser er i tabel 22 stort og skyldes, at der er regnet med henholdsvis lave og højere jordrentetab. Det illustrerer, at tabet afhænger af arealernes geografiske placering.

Efterafgrøder

I scenarierne for efterafgrøder indgår dels målrettet anvendelse af det hidtidige 6% efterafgrødekraav, således at 120.000 ha med efterafgrøder målrettes arealer, der modtager husdyrgødning. Dette vil indebære et bortfald af kravet om efterafgrøder for planteavlsbedrifter på lerjorde uden tildeling af husdyrgødning, og at 56.000 ha omflyttes. Hertil kommer et scenario med en forøgelse af arealet med efterafgrøder på husdyrbedrifter med yderligere 185.000 ha. I nærværende beregninger af omkostningseffektivitet er effekten af omlægning beregnet under forudsætning af, at frøgræs tillades som efterafgrøde. Frøgræs udgør nu ca. 17,5 pct. af efterafgrødearealet. Hvis frøgræs ikke længere tillades bliver det dyrere at opfylde efterafgrødekravet, da frøgræs som efterafgrøde er den eneste efterafgrødetype, som er uden omkostning for landbruget.

Målrkning af det eksisterende areal med efterafgrøder til husdyrbedrifter indebærer ingen omkostninger, men reduktionen i drivhusgasemissioner er til gengæld beskeden. Omkostningerne ved nye efterafgrøder ligger på ca. 300 til 520 kr t⁻¹ CO₂-ækv afhængigt af opgørelsesmetode for emissionerne.

Tabel 23. Velfærdsøkonomisk tab (mio. kr), emissionsreduktion (kt CO₂-ækv år⁻¹) og omkostningseffektivitet i forhold til reduktion i drivhusgasemissionen (kr t⁻¹ CO₂-ækv år⁻¹) ved forskellige scenarier for efterafgrøder.

Scenarie	Velfærdsøko. tab mio. kr	Emissionsreduktion		Omkostningseffektivitet	
		Egen opg. ^A	Nat. opg. ^B	Egen opg. ^A	Nat. opg. ^B
Målrkning til husdyrgød.	0	4	4	0	0
Yderligere 185.000 ha	54	176	104	306	521

^A Drivhusgasemissionen er opgjort efter metoden beskrevet i afsnit 5.1-5.3.

^B Drivhusgasemissionen er opgjort efter den metode, der benyttes i den nationale emissionsopgørelse.

Skovrejsning

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved øget skovrejsning er opgjort i Regeringens klimastrategi til 430 kr t⁻¹ CO₂-ækv med sideeffekter og 920 kr t⁻¹ CO₂-ækv med en diskonteringsrate på 6% (Anonym, 2003). Hvis der i stedet benyttes en diskonteringsrate på 3% bliver reduktionsomkostningerne 220 kr t⁻¹ CO₂-ækv med sideeffekter, og 500 kr t⁻¹ CO₂-ækv uden sideeffekter.

Biogasanlæg

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved etablering af biogasfællesanlæg er opgjort i Regeringens klimastrategi til 40 kr t⁻¹ CO₂-ækv med sideeffekter og 590 kr t⁻¹ CO₂-ækv uden sideeffekter ved en diskonteringsrate på 6% (Anonym, 2003).

4.6.3 Omkostningseffektivitet med sideeffekter

Økonomimodelgruppen (2003) har opgjort omkostningseffektiviteten af en række virkemidler til reduktion af N-udvaskningen. I disse opgørelser indgår effekt af reduktion af ammoniakfordampning og drivhusgasemissioner som sideeffekter. For drivhusgasserne er anvendt en budgetøkonomisk skyggepris på 120 kr kg⁻¹ CO₂-ækv. Denne er omregnet til velfærdsøkonomisk beregningspris ved at multiplicere med nettoafgiftsfaktoren for indenlandsk handlede varer på 1,17. Den samfundsøkonomiske beregningspris for drivhusgasser er således 140 kr t⁻¹ CO₂-ækv. Skyggeprisen for ammoniak er 8 kr kg⁻¹ N i velfærdsøkonomiske priser.

De laveste omkostninger til reduktion af N-udvaskningen fås med efterafgrøder eller en balanceafgift på N (tabel 24 og 25). Værdien af reduktionen i drivhusgasemissionerne er for de fleste tiltag ca. 10 gange større end værdien af reduktionen i ammoniakemissionerne. Inddragelse af disse sideeffekter reducerer omkostningerne for reduktion af N-udvaskningen med 10-40 %.

Tabel 24. Beregnede vedfærdsøkonomiske konsekvenser og omkostningseffektivitet for gødningsrelaterede virkemidler (Økonomimodelgruppen, 2003).

Tiltag	Omkostning mio. kr	Værdi, CO ₂ mio. kr	Værdi, NH ₃ mio. kr	Omkostningseff. (kr kg ⁻¹ N)	
				uden sideeff.	med sideeff.
Balanceafgift, 4 kr kg ⁻¹ N	-331	101	11	15	10
Balanceafgift, 8 kr kg ⁻¹ N	-657	179	19	20	14
Balanceafgift, 12 kr kg ⁻¹ N	-864	207	22	24	17
Normred. yderligere 10%	-651	57	7	21	19
Reduceret husdyrprod.	-848	64	52	129	112

Tabel 25. Beregnede vedfærdsøkonomiske konsekvenser og omkostningseffektivitet for arealrelaterede virkemidler (Økonomimodelgruppen, 2003).

Tiltag	Omkostning kr ha ⁻¹	Værdi, CO ₂ kr ha ⁻¹	Værdi, NH ₃ kr ha ⁻¹	Omkostningseff. (kr kg ⁻¹ N)	
				uden sideeff.	med sideeff.
Skovrejsning	-2127 til -7814	534	53	39-145	29-135
Vådområder	-2937 til -8624	784	0	29-86	22-78
Ekstensivt græs	-1923 til -7610	784	0	192-781	114-683
Nye efterafgrøder	-292	784	0	7	5

5. Klimaændrings betydning for produktion og miljøpåvirkning

5.1 Drivhuseffekt og klimaændringer

Jordens atmosfære forårsager en naturlig drivhuseffekt, og uden den ville Jorden i gennemsnit ved overfladen – alt andet lige – være cirka 33 °C koldere end den er i dag. Drivhuseffekten forstærkes af menneskets udledning af drivhusgasser. De mest betydningsfulde menneskeskabte drivhusgasser er kuldioxid (CO₂), metan (CH₄) og lattergas (N₂O). Dertil kommer de industrielle gasser som f.eks. CFC'er, HCFC'er, HFC'er, PFC'er og SF₆.

Fremtidens befolkningsudvikling og den økonomiske og teknologiske udvikling vil føre til en forsat menneskeskabt udledning af drivhusgasser og dermed en øget koncentration i atmosfæren og et bidrag til drivhuseffekten (IPCC, 2001).

Det er imidlertid vanskeligt at forudsige udviklingen i de faktorer, som bestemmer udviklingen i udslippene, fordi forskellige internationale udviklingstendenser har afgørende betydning. Det gælder spørgsmål som udviklingen af en global økonomi kontra en regionalisering af markederne samt mulige fremtidige livsstilsændringer, der kan gå i retning af et mindre materielt forbrug og dermed relativt små drivhusgasudslip, eller kan gå i retning af højere energi- og ressourceforbrug og dermed højere udslip. En anden vigtig faktor er udviklingslandenes fremtid, hvor høje økonomiske vækstrater og højt energiforbrug som i de industrialiserede lande kan blive en stor kilde til drivhusgasudslip i fremtiden. Klimaspørgsmålet er således dybt integreret med generelle økonomiske udviklingsspørgsmål.

For at vurdere nødvendigheden/virkningen af eventuelle indgreb mod udslip af drivhusgasser er det nødvendigt at gøre sig en række forestillinger om fremtiden. Sådanne forestillinger er som nævnt behæftet med store usikkerheder, og derfor opstilles såkaldte scenarier. Scenarier er ikke prognoser, men *mulige* fremtidige globale samfundsudviklinger. FN's klimapanel har senest i 2000 gennemført et omfattende scenariearbejde, som viser en række mulige alternative udviklingsperspektiver. IPCC's særrapport om scenarier indeholder i alt 40 scenarier, som er samlet i fire grupper betegnet A1, A2, B1 og B2. I hver gruppe er udvalgt et mærkescenario (IPCC, 2000a).

5.1.1 Klimamodeller

Fremtidige klimaændringer som følge af naturlige eller menneskeskabte påvirkninger vurderes ved hjælp af klimamodeller, som er computermodeller af klimasystemet – atmosfæren, oceanerne, geosfæren, biosfæren samt is og sne. Modellerne er matematiske ligninger, der beskriver systemets komponenter og vekselvirkninger mellem disse. Man deler atmosfære, jordoverflade og oceaner op i et tre-dimensionalt gitternet og i hver boks i gitternettet beregnes hvordan temperatur, fugtighed, vind etc. ændres med tiden. Det har vist sig at modellernes kvalitet og deres evne til at simulere regionale forhold er tæt knyttet til afstanden mellem punkterne i gitternettet – jo mindre afstand mellem punkterne, jo flere detaljer. For atmosfæ-

ren er den vandrette afstand mellem punkterne i gitternettet typisk et par hundrede kilometer, og i lodret retning opdeles atmosfæren i 20-30 lag. For oceanerne er afstanden mellem gitterpunkterne også et par hundrede kilometer, og der er 10-20 lag.

Mange vigtige processer foregår på mindre skala end modellens gitternet, fx dannelse af skyer og nedbør. For at få disse processer med i modellerne, beskrives deres gennemsnitlige virkning i hver boks i gitternettet ved hjælp af de grundlæggende størrelser som temperatur, tryk og vind.

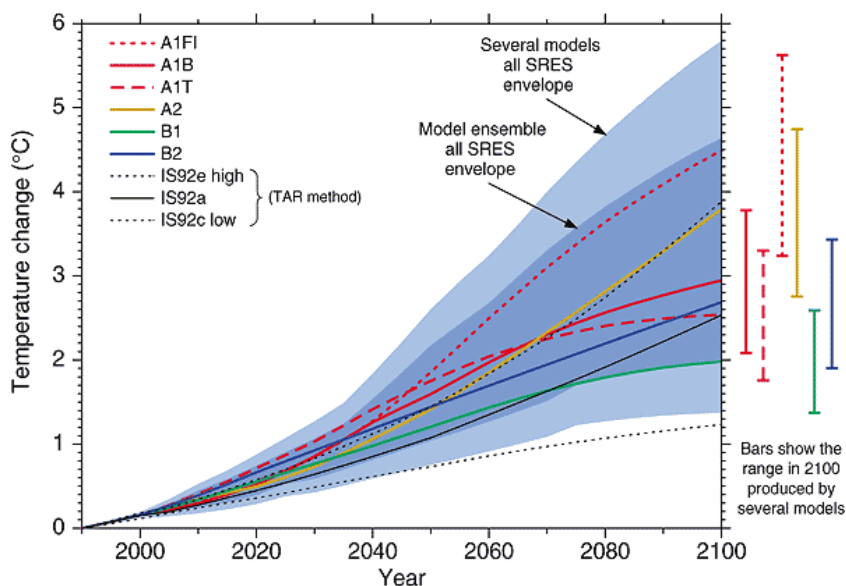
5.1.2 Regionale klimamodeller

Til vurdering af virkninger af klimaændringer på natur og samfund er der behov for detaljerede og nøjagtige beregninger af den sandsynlige klimaudvikling. Afstanden mellem punkterne i modellernes gitternet, og dermed beregningernes detaljeringsgrad, er i praksis bestemt af de computerressourcer, der er til rådighed. Selv verdens hurtigste anlæg er endnu alt for langsomme til at man kan benytte samme afstand mellem gitterpunkterne, som benyttes til de daglige regionale vejrprognoseberegninger. Derfor benyttes forskellige teknikker til at forfine de globale beregninger, så man får de nødvendige regionale og lokale detaljer i resultaterne (Christensen, 2000). En af metoderne er at koble regionale modeller til de globale modeller. I den regionale klimamodel er der typisk en afstand på 20-50 km mellem punkterne i gitternettet. En anden metode er statistisk, hvor man udnytter beregnede sammenhænge mellem lokale vejrforhold og de generelle storskala forhold, som klimamodellen beregner.

5.1.3 Fremtidens klima

Fremtidige klimaændringer som følge af den menneskeskabte drivhuseffekt synes uundgåelige. Selv hvis vi meget hurtigt kunne halvere de globale udslip af drivhusgasser, ville vi få en global temperaturstigning på yderligere 1 °C på grund af de udslip af drivhusgasser, der er sket over de seneste 100 år. Figur 5 viser de globale temperaturstigninger for en række scenarier for den fremtidige udvikling i udledning af drivhusgasser.

Det fremgår, at den globale middeltemperatur frem til år 2100 vil stige mellem 1,4 og 5,8 °C for viften af scenarier. Det brede temperaturinterval skyldes både en meget stor forskel på udslippene i scenarierne og usikkerhed i klimamodelberegningerne. Stigningen på 1,4 til 5,8 °C er mellem to og ti gange større end den stigning, der er konstateret i det 20. århundrede, og opvarmningshastigheden vil med stor sandsynlighed være større end hvad der er sket i de seneste 10.000 år, hvor klimaet har været relativt stabilt (IPCC, 2001). Derfor vil påvirkningen af økosystemerne og risikoen for skader blive større end ved naturlige klimavariationer. Det fremgår af figur 5 at selv med antagelse af det mest optimistiske scenario (B1 med faldende CO₂-udledning i anden halvdel af århundredet) vil der ske en betydelig opvarmning.



Figur 5. Globale temperaturændringer frem til år 2100 for en række emissionsscenarier (IPCC, 2001).

Ved vurdering af virkninger af fremtidige klimaændringer må man vælge hvilket scenario, der skal ligge til grund for vurderingen. IPCC har ikke tillagt scenarierne en sandsynlighed, og i de første 20-30 år er der ikke stor forskel på udviklingen. Her er der taget udgangspunkt i A2- og B2-scenarierne, hvor ændringen i B2 i 2100 ligger midt i intervallet, mens A2 er i den øverste del (figur 5).

Det er ikke kun temperaturen, som ændres på grund af menneskets aktiviteter, men også f.eks. nedbørmængder og fordelingen af nedbør. Der ventes således en stigning i de årlige middelværdier, men på regional skala vil der være både stigninger og fald i nedbøren på typisk mellem 5 og 20%. I nogen regioner vil der endog være langt større ændringer. Samtidig øges fordamningen i et varmere klima, så selv områder med øget nedbør kan ende med at blive mere tørre.

En analyse af regionale modelresultater viser, at der bliver mulighed for flere langvarige tørkeperioder og/eller oversvømmelser i nogle områder og mindre langvarige tørker og/eller oversvømmelser andre steder (Christensen og Christensen, 2003). Det er usikkert om der bliver ændring i hyppigheden og den geografiske fordeling af kraftige storme, men nogle modelberegninger viser at stormbanerne over Nordatlanten rykker lidt mod sydøst, og det vil føre til kraftigere storme i Nordvesteuropa.

For viften af scenarier i figur 5 beregnes det globale havniveau at ville stige 9-88 cm frem til 2100 (10-55 cm for B2-scenarierne og 15-75 cm for A2-scenarierne) som følge af vandets varmeudvidelse og smeltning af gletschere og iskapper.

Beregninger med globale og regionale klimamodeller viser følgende generelle udvikling for klimaet i Danmark i 2100 i forhold til 1990 for A2- og B2-scenarierne (Andersen et al, 2001; Christensen og Christensen, 2001, 2003):

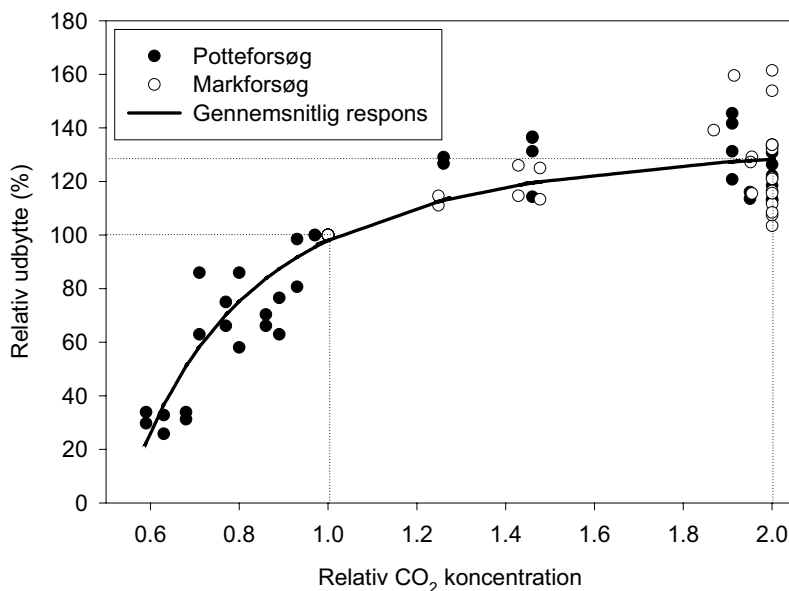
- En stigning i den årlige middeltemperatur på 3-5 °C. Opvarmningen er størst om natten. Der er kun lille forskel på temperaturstigningen sommer og vinter.
- En moderat stigning i vinternedbøren (120-140% af den nuværende nedbør) og formentlig et mindre fald i sommernedbøren (75-90% af den nuværende nedbør).
- En tendens til flere episoder med meget kraftig nedbør, især om efteråret. Størrelsen af den kraftigste døgnnedbør stiger med 20% eller mere.
- I vækstsæsonen længere perioder uden nedbør (øget tørkerisiko).
- Fordampningen stiger 0-6%.
- En tendens til generel stigning i vinde fra vestlige retninger samtidig med at stormbanerne over Nordatlanten antagelig rykker lidt mod øst fører til en lille stigning i stormaktivitet over Danmark og de tilstødende farvande.

5.2 Effekter på landbrugets planteproduktion

Landbrugets planteproduktion påvirkes både direkte og indirekte af de globale klimaændringer. Den direkte påvirkning sker gennem virkningen af øget CO₂ og ændret klima på afgrødernes udvikling og vækst. Indirekte påvirkes planteproduktionen gennem effekter på jordens frugtbarhed, gødningsbehov, forekomst af ukrudt, sygdomme og skadedyr samt muligheder for at gennemføre markarbejdet. I det sydlige Europa og i det nordlige Skandinavien vil de direkte virkninger formentlig være dominerende, mens de indirekte virkninger dominerer i det nordvestlige Europa (Olesen og Bindi, 2002).

5.2.1 Effekt af øget CO₂

Fra væksthushproduktion er det velkendt, at en øget CO₂ koncentration i luften kan have en vækststimulerende virkning. Det stigende CO₂ indhold i atmosfæren som følge af afbrænding af fossil energi har givet anledning til en betydelig forskningsaktivitet med hensyn til virkning af øget CO₂ på vækstforhold i planter dyrket på friland. Øget indhold af CO₂ i atmosfæren øger planternes fotosyntese og reducerer vandforbruget på grund af større modstand mod fordampning gennem planternes spalteaåbninger.



Figur 6. Relativ effekt af CO₂ koncentration på kerneudbytte i forsøg (Olesen og Bindi, 2002). Den nuværende CO₂ koncentration er sat til 1. Åbne symboler repræsenterer data fra markforsøg (OTC (Open Top Chamber), FACE (Free Air CO₂ Enrichment)). Fyldte symboler repræsenterer data fra forsøg i pletter eller drivhuse. Ved en fordobling af CO₂ koncentrationen steg udbyttet i gennemsnit med 28%.

Resultatet er øgede udbytter ved stigende CO₂ samt stigende udnyttelse af lys, vand og kvælstof (Drake et al., 1997). Resultater fra en lang række forsøg viser samlet, at en fordobling af luftens CO₂ koncentration i gennemsnit vil øge kerneudbyttet med ca. 30% (figur 6).

Det er påvist at øget CO₂ i luften kan reducere planternes indhold af kvælstof (Sousanna et al., 1996; Kimball et al., 2002). En større planteproduktion med et nedsat kvælstofindhold som følge af øget CO₂ i atmosfæren kan skabe behov for større tilførsel af gødningskvælstof.

5.2.2 Klimabegrænsninger for planteproduktion i Danmark

Vækstsæsonen betegner den del af året, hvor plantevækst er mulig. Under danske forhold er vækstsæsonens længde bestemt af temperaturen. De lave temperaturer og lysmangel om vinteren forhindrer aktiv plantevækst. En temperaturstigning vil derfor øge længden af vækstsæsonen. Vækstsæsonens længde kan beregnes som længden af den periode, hvor middeltemperaturen overskrider 5 °C. Den globale opvarmning vil for Nordeuropa føre til en længere vækstsæson. I Danmark vil en temperaturstigning på 1°C øge vækstsæsonens længde med mere end en måned. Dette vil især øge landbrugets produktivitet i forårsmånederne, hvor de

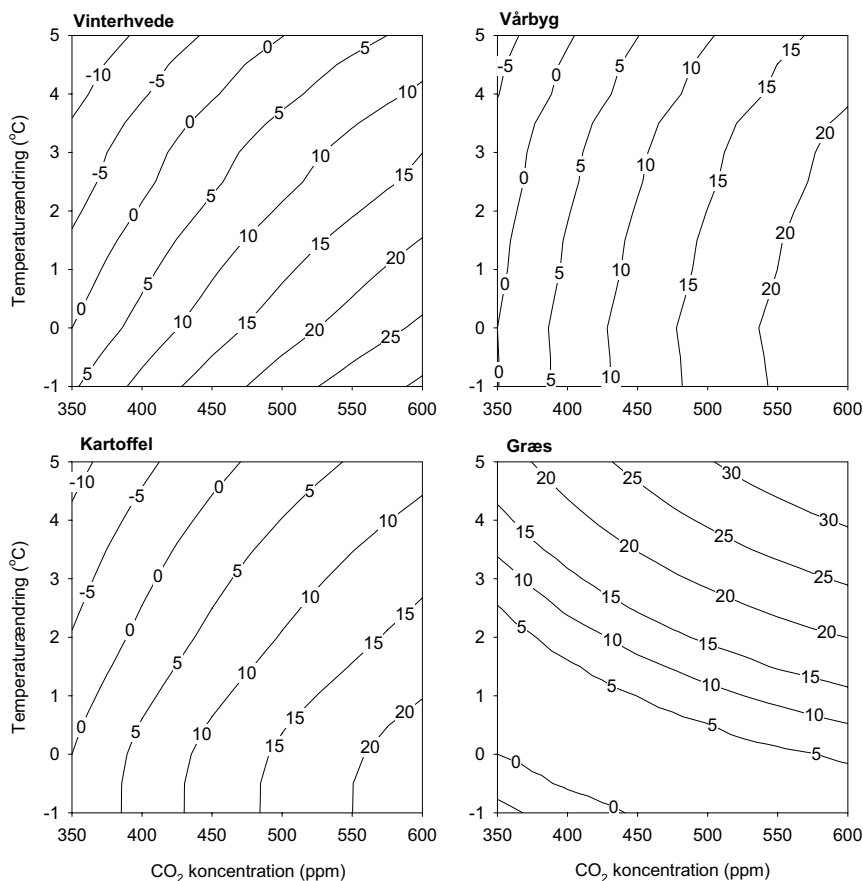
lave temperaturer begrænser plantevæksten, hvorimod lyset er begrænsende i de sene efterårsmåneder.

Den øgede længde af vækstsæsonen og de stigende temperaturer har især betydning for varmekrævende afgrøder. Under danske forhold begrænses især dyrkningen af majs af de kølige danske sommertemperaturer. Majs dyrkes under danske forhold til foder for malkekvæg, og dyrkningen af majs er øget betydeligt i de senere år. Mens arealet med majs var på 560 ha i 1975, var majsarealet i 2002 steget til over 100.000 ha. Dette er især sket på bekostning af dyrkningen af foderroer. Udvikling af nye sorter, der er tilpasset det danske klima, har bidraget til denne ændring, men en medvirkende årsag er også den stigende temperatur, som gør majsdyrkningen mere sikker under danske klimaforhold.

5.2.3 Effekt på afgrøder og jord

Temperaturen påvirker to principielle processer i planter: udvikling og vækst (Olesen og Bindi, 2002). Planters udvikling beskriver forløbet fra spiring af frøet over blomstring til dannelse af nye frø eller lagerorganer. Væksten er derimod kendetegnet ved optagelse af næringsstoffer fra jorden og produktion af kulhydrater fra fotosyntesen. Det er den samlede effekt af de to processer, der afgør hvordan klimaændringer vil påvirke afgrødeproduktionen og udbyttet i planteavlen.

I enårige landbrugsafgrøder som f.eks. korn og raps er planternes udviklingsforløb afhængig af temperatur og daglængde. En temperaturstigning vil i disse afgrøder reducere længden af den aktive vækstperiode, fordi afgrøderne vil modne tidligere (Olesen, 2001). Dette vil alt andet lige reducere udbyttet. Reduktionen i udbytte er størst i vintersæd og mindre i vårsæd, hvor det er muligt at modvirke en del af effekten gennem tidligere såning, således at afgrøderne bedre udnytter de gunstige lysforhold om foråret (figur 7). For afgrøder som græs og sukkerroer er afgrødens vækstperiode ikke begrænset af en modningsdato. Her er det længden af hele vækstsæsonen, der er afgørende for udbyttet, og temperaturstigninger vil være favorable for disse afgrøder. Mulige negative effekter for disse afgrøder er øget risiko for sommer-tørke, som også vil påvirke græssende dyr og øge behovet for vanding.



Figur 7. Modelberegnet ændring i gennemsnitsudbytte i fire landbrugsafgrøder ved ændringer i middeltemperatur og CO₂ koncentration for en lerjord i Danmark. Linierne angiver konturer for procent ændring i udbytte i forhold til udbyttet ved de klimaforhold og CO₂ koncentration, der var gældende i 1990 (Olesen, 2001).

Klimaændringer vil påvirke dyrkningsjorden gennem effekter på mængden af planterester, omsætning af organisk stof i jorden, erosion og udvaskning af næringsstoffer. En opvarmning vil øge omsætningen af jordens organiske stof, som muligvis ikke vil kunne kompenseres af den større mængde planterester fra afgrøder med større udbytter. Dette vil på sigt kunne reducere jordens frugtbarhed.

Vejrforholdene påvirker også muligheder for at kunne gennemføre markarbejdet rettidigt, hvilket har stor betydning for afgrødevalget (Rounsevell et al., 1996). Især våde forhold begrænser mulighederne for at kunne færdes på jorden og dermed kunne bearbejde jorden eller høste afgrøderne. Antallet af høsttimer i efteråret er en af de væsentlige begrænsninger for af-

grødevalget. Varmere klima vil føre til tidligere høst og dermed mere favorable høstvilkår. På den anden side kan vådere efterår føre til ringere muligheder for høst af sent modnende afgrøder.

5.2.4 Effekt på arealanvendelse

Sædskifterne vil formentlig påvirkes af ændringer i klimaet og i CO₂ koncentrationen, idet afgrøderne påvirkes forskelligt af disse ændringer. For eksempel vil det relative udbytt niveau for græs og majs formentlig øges i forhold til kornafgrøder. Da forbruget af grovfoderafgrøder må formodes at være uændret vil dette føre til et faldende areal med disse afgrøder. Et varmere klima medfører at afgrøder, som ikke dyrkes i væsentlig omfang i dag, f.eks. solsikker, bliver mere konkurrencedygtige og dermed får en øget udbredelse i Danmark. Konsekvenserne af klimaændringer for landmændenes afgrødevalg er imidlertid vanskeligt at forudsige, idet valget af afgrøde og sædskifte ikke kun er bestemt af afgrødernes produktivitet, men i lige høj grad af politiske og markedsmæssige forhold. Ændringer i landbrugs- og miljøpolitikken samt ændringer i udbud og efterspørgsel på det globale marked for landbrugsprodukter vil sandsynligvis få større betydning for afgrødevalget end klimaændringernes direkte effekt på afgrødernes relative produktivitet.

Ændringerne i afgrødevalg vil også være stærkt knyttet til bedriftstypen. På kvægbedrifter vil et varmere klima gøre sædskifter med græs og majs mere dyrkningssikre. Sådanne sædskifter er meget udbredte i bl.a. Holland. På svine- og plantebrug vil et varmere klima gøre det muligt i større omfang at dyrke andre proteinafgrøder, f.eks. solsikke, hestebønne og muligvis sojabønne. Nye bælg-sæd-safgrøder vil især være relevant for økologisk planteavl. En temperaturstigning på 2 °C vil gøre det muligt at dyrke majs til modenhed i Danmark (Kenny et al., 1993). Der vil dog formentlig skulle større temperaturstigninger til før majs til modenhed udbyttmæssigt kan konkurrere med vinterhvede. Et varmere klima medfører også tidligere høst i de fleste afgrøder, hvilket i kornbaserede sædskifter vil gøre det muligt at udså efterafgrøder i efteråret. Dette forudsætter dog tilstrækkelig jordfugtighed i denne periode.

De forventede temperaturstigninger vil føre til et klima, der svarer til det nuværende klima i Tyskland eller Frankrig, afhængig af tidsperspektiv og forventet opvarmning. Set i forhold til den nuværende arealanvendelse i disse lande er der ikke tale om meget store ændringer. Det vil således ikke være muligt i landbruget f.eks. at dyrke flere kornafgrøder på samme areal samme år. Det stiller sig imidlertid anderledes for produktionen af grovfoder, hvor en tidligere høst af korn og bælg-sæd til helsæd kan føre til en længere vækstperiode og højere produktion i udlæg af græs i disse afgrøder. Korn til helsæd vil dog på kvægbrugene få kraftig konkurrence af majs til ensilage, hvor produktivitetshastigheden må formodes at ville blive mindst lige så stor under de højere temperaturer. Samtidigt vil kvaliteten af majsensilagen formentlig også blive forbedret.

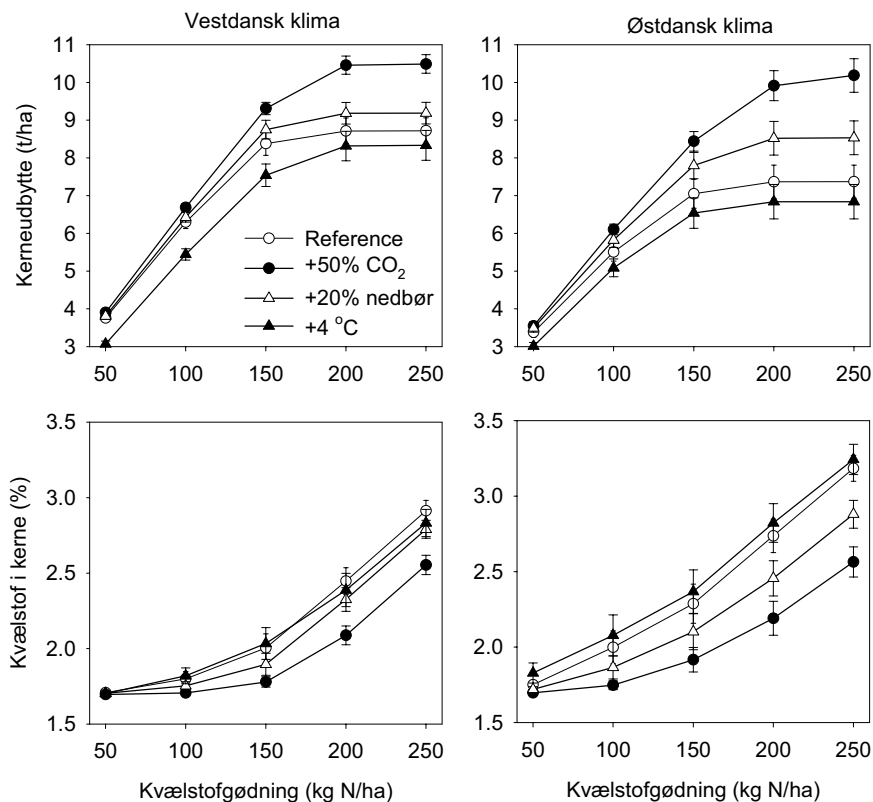
For visse kortvarige grønsagskulturer (f.eks. salat og kål), kan det blive muligt at øge antallet af kulturer per areal under et varmere klima. Nogle grønsagsarter er dog følsomme over for meget høje temperaturer og her kan meget store temperaturstigninger blive problematiske for dyrkningen om sommeren (Olesen og Grevsen, 1993).

5.2.5 Tilpasning til klimaændringer

Dansk landbrug vil være gunstigt stillet med hensyn til de forventede klimaændrings virkninger på produktionspotentialet. Udnyttelse af dette potentiale forudsætter dog tilpasninger i landbrugets dyrkningspraksis. Der kan skelnes mellem kortsigtede tilpasninger, som sigter mod at optimere produktionen under de givne vilkår, og langsigtede tilpasninger, som involverer ændringer i landbrugets struktur, arealanvendelse, vandingssystemer m.v. samt udvikling og tilpasning af nye arter og sorter af afgrøder. For kornafgrøderne vil nogle af de negative effekter af en temperaturstigning således kunne modvirkes gennem valg af sorter med længere vækstsæson. Ved store temperaturstigninger bliver det også relevant at vælge mere varmekrævende afgrøder, f.eks. majs til modenhed. De langsigtede tilpasninger er således især relevante ved større ændringer i klimaet.

Blandt de kortsigtede tilpasninger hører ændring i såtidspunkt samt justering af mængden af kvælstofgødning. I et varmere klima vil vintersæden normalt skulle sås senere og vårsæden skulle sås tidligere for at sikre et optimalt udbyttensniveau (Olesen et al., 2004). Gødkningsniveauet vil skulle justeres til et ændret udbyttensniveau samt evt. ændrede tab, især ved kvælstofudvaskning. For at belyse disse effekter har Daisy modellen (Hansen et al., 1991) været benyttet til at simulere effekten af ændringer i CO₂-koncentration, temperatur og nedbør for udbytte og kvælstofoptagelse i kontinueret vinterhvede ved stigende mængder handelsgødning. Modellen har været kørt for en lerblandet sandjord (JB4) i en 40-årig periode med klimadata fra 1961-2000. For at give plads til at modellen indstiller sig til de ændrede forhold er resultaterne dog alene beregnet som gennemsnit af de sidste 32 år i perioden. Figur 8 viser beregnede effekter på udbytte med baggrund i to danske klimastationer (Jyndevad og Roskilde). Jyndevad repræsenterer et vstdansk klima med høj nedbør og Roskilde et østdansk klima med lavere gennemsnitsnedbør.

Med stigende CO₂-koncentration øges udbyttensniveauet og det optimale gødningsniveau øges også. Samtidigt falder dog kvælstofkoncentrationen i kernen, og dette fald kan ikke helt opvejes af stigende gødningsmængder. En nedbørstigning øger især udbyttet ved Roskilde, som har et tørrere klima end Jyndevad. Dette medfører også en meget beskedent stigning i det optimale N-niveau. En temperaturstigning på 4 °C reducerer udbyttensniveauet, men stort set uden at påvirke det optimale N-niveau.



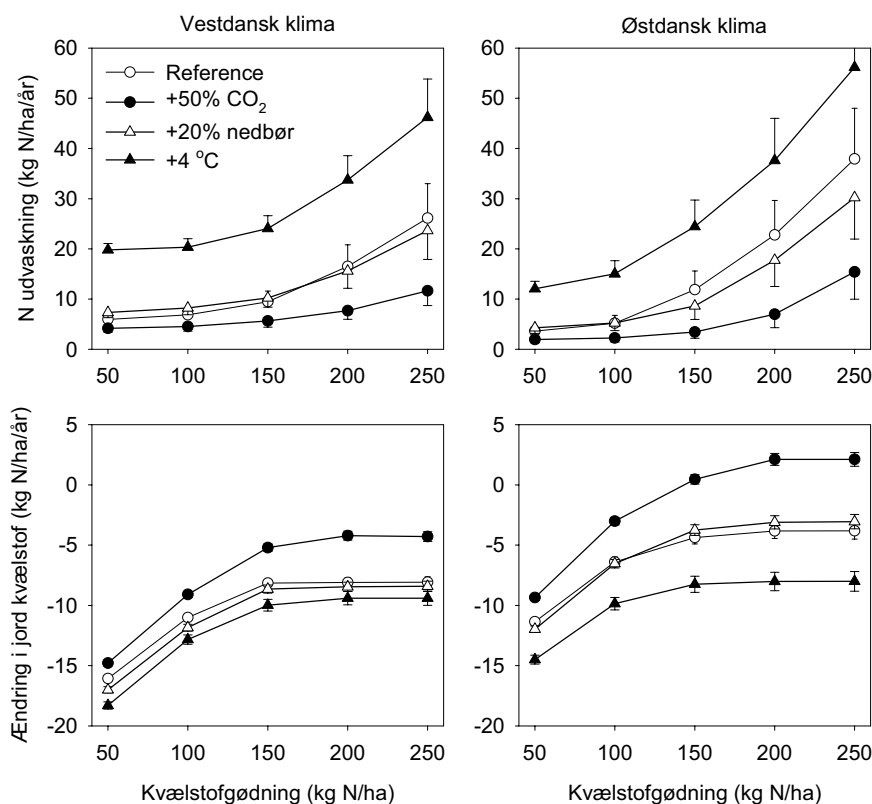
Figur 8. Udbytte og kvælstofindhold i kernen for vinterhvede ved stigende kvælstofgødskning beregnet med Daisy-modellen for et Vest- og Østdansk klima og en lerblandet sandjord (JB4). Beregningerne er gennemført med det nuværende klima og CO₂ koncentration (reference), med en stigning i CO₂-koncentrationen på 50%, med en stigning i nedbørmængden på 20% og med en temperaturstigning på 4 °C. Ændringerne i temperatur og nedbør er gennemført ensartet over hele året.

5.3 Effekt på jordbrug/miljø

5.3.1 Kvælstofudvaskning

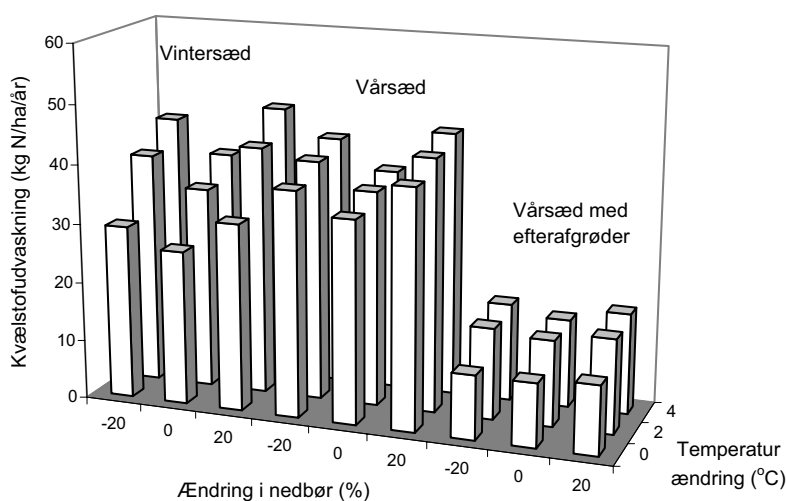
Stigende udbytter i planteavl som følge af varmere klima og højere CO₂ koncentration vil formentlig øge behovet for kvælstofgødskning, hvis kvaliteten i afgrøderne skal opretholdes. Samtidigt må det forventes, at øget omsætning af jordens organiske stof i efterårs- og vintermånederne vil øge frigørelsen af mineralisk kvælstof i jorden, hvilket kan føre til øget kvælstofudvaskning. En øget vinter nedbør vil også øge risikoen for kvælstofudvaskning til vandmiljøet.

For at belyse disse effekter har Daisy modellen været benyttet til at simulere effekten af ændringer i CO_2 -koncentration, temperatur og nedbør for kvælstofudvaskning og ændring i jordens kvælstofpulje for kontinueret vinterhvede ved stigende mængder handelsgødning. Modellen har været kørt som beskrevet i afsnit 6.2.5. Figur 9 viser stigende kvælstofudvaskning ved stigende kvælstofgødskning, men også en stor effekt af især ændring i CO_2 koncentration og temperatur på udvaskningen. Effekten af nedbørmængde er langt mindre, og ved høj kvælstofgødskning sker der endda en lille reduktion i kvælstofudvaskningen, hvilket skyldes at stigende nedbør øger udbyttet og kvælstoffjernelse med afgrøden. Denne effekt er særlig stor i det mere nedbørfattige Østdanske klima.



Figur 9. Kvælstofudvaskning og årlig ændring i jordens kvælstofindhold for vinterhvede med halmfjernelse ved stigende kvælstofgødskning beregnet med Daisy-modellen med klima for et Vest- og Østdansk klima og en lerblandet sandjord (JB4). Beregningerne er gennemført med det nuværende klima og CO_2 koncentration (reference), med en stigning i CO_2 -koncentrationen på 50%, med en stigning i nedbørmængden på 20% og med en temperaturstigning på 4 °C. Ændringerne i temperatur og nedbør er gennemført ensartet over hele året.

Andre modelberegninger viser, at effekterne af klimaændringer på kvælstofudvaskningen fra landbrugsjorden er meget afhængig af afgrødevalg (figur 10). Stigningen i udvaskning vil være størst i sædskifter, som domineres af vintersæd, f.eks. vinterhvede, fordi disse afgrøders evne til at optage kvælstof i efterårs- og vintermånederne er begrænsede. Endvidere vil en temperaturstigning betyde senere såning af vintersæden og tidligere høst, hvilket giver en længere periode med bar jord i efteråret, hvorfra der kan ske kvælstofudvaskning. Stigningen i kvælstofudvaskning vil være betydeligt mindre, hvis der i stedet dyrkes en større andel af vårsæd og der samtidig anvendes efterafgrøder til at opsamle mineraliseret kvælstof om efteråret og vinteren.

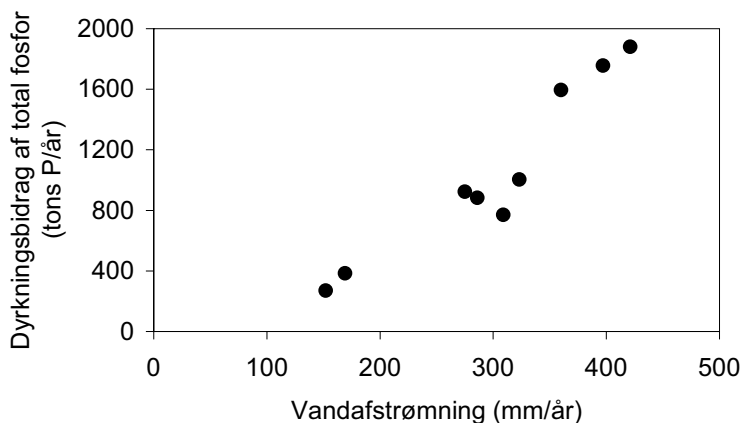


Figur 10. Modelberegnet gennemsnitlig årlig kvælstofudvaskning fra forskellige korn-sædskifter ved varierende nedbør og temperatur for en lerblandet sandjord i Danmark. Sædskiftet med vintersæd består af vinterbyg, vinterraps, vinterhvede og vårbyg. Sædskiftet med vårsæd består af vårbyg, vårraps, vinterhvede og vårbyg. I sædskiftet med efterafgrøder dyrkes en efterafgrøde af rajgræs forud for al vårsæd. Effekterne er beregnet med Daisy-modellen for klimadata fra Jydeved i Sønderjylland (Olesen et al., 2004).

5.3.2 Fosfortab

Tab af fosfor fra landbrugsjorden til vandmiljøet sker enten i form af opløst fosfor eller som partikel-bundet fosfor. I begge tilfælde transporteres fosfor med vand via udvaskning, overfladisk afstrømning eller erosion til vandløb, søer og fjorde (Heckrath et al., 2000; Jacobsen et al., 2000; Fosforgruppen, 2003). Diffust tab af fosfor fra landbrugsjord udgør i dag det største enkeltbidrag til det samlede fosfortab til vandmiljøet i Danmark (Kronvang et al., 2001). Det

diffuse fosfortab stiger markant med stigende afstrømning og der er derfor store årsvariationer i tabet (figur 11).



Figur 11. Dyrkningsbidrag af total fosfor beregnet ud fra vandløbsstationer i NOVA med intensiv prøvetagning (Kronvang et al., 2001).

Overfladisk afstrømning og vanderosion kan transportere opløst og partikelbundet fosfor fra marken til vandløbet. Overfladeafstrømning og vanderosion forekommer når jordens infiltrationskapacitet overskrides, og vandet begynder at løbe af på overfladen. Ved brinkerosion, som bidrager væsentligt til det diffuse fosfortab i landbrugsområder under danske forhold, eroderer vandløbet direkte i brinken og brinkjorden er hyppigt beriget med fosfor i forhold til den bagvedliggende landbrugsjord (Laubel et al., 2003). Både overfladisk afstrømning, vand- og brinkerosion forekommer især under kraftige nedbørhændelser. Det er således fundet at rilleerosion i Danmark især hænger sammen med nedbørhændelser større end 8 mm dag^{-1} (Jørgen Djurhuus, personlig meddelelse). Det er derfor meget sandsynligt at fosfortabet via disse transportveje vil øges med de forventede klimaændringer.

Generelt set stiger også fosforudvaskningen med stigende afstrømning. Makroporestrømning har en afgørende betydning for fosforudvaskningens omfang, fordi den begrænser den tidlige og rumlige kontakt mellem fosfor og sorptionsflader i underjorden og muliggør partikulær transport (Heckrath et al., 2000). Både det opløste uorganiske fosfor og det partikel-bundne fosfor i drænvand stammer fortrinsvis fra overjorden, og denne fosforudvaskning øges med stigende afstrømningsmængde og -intensitet. Derfor opstår det meste af det årlige fosfortab med drænvand normalt i forbindelse med ganske få kraftige nedbørs- og afstrømningshændelser (Grant et al., 1996). Da klimaændringerne forventes at medføre stigende nedbørintensitet, må det forventes at også fosforudvaskningen vil kunne øges betydeligt.

Samlet set må det vurderes, at de forventede klimaændringer med mere intens nedbør og også større nedbørmængder udenfor vækstsæsonen vil øge risikoen for fosfortab væsentligt, og det

gælder alle de tabsprocesser, der vedrører vandbevægelse (brink- og overfladeerosion, overfladeafstrømning og udvaskning). Det må derfor forventes, at klimaændringer vil kunne øge risikoen betydeligt for fosfortab fra arealer med høj fosforstatus i jorden. Da jordens fosforstatus kun lader sig reducere langsomt, forstærker dette behovet for at udgå fosforoverskud på risikoarealer i god tid inden disse klimaændringer forventes at slå igennem.

Vinderosion kan medføre store tab af frugtbar jord fra marken. Ved vinderosion tabes der også meget fosfor, men kun en mindre del heraf vil ende i vandløb, søer og fjorde, idet de mindste og mest fosforrige partikler hvirvles op i højere luftlag og deponeres igen over store arealer som atmosfærisk deposition (Munkholm og Sibbesen, 1997). Lokalt vil der dog kunne opstå effekter på vandløb og søer idet den grovere del af det eroderede jordmateriale i et vist omfang vil ende i eller nær ved vandløbene. Hvis klimaændringerne fører til flere storme på tidspunkter, hvor jorden er sårbar overfor vinderosion, kan omfanget af vinderosion på danske landbrugsjorde også stige, med tab af frugtbarhed i jorden som største generelle effekt, men lokalt set vil der også kunne opstå effekter i vandmiljøet.

5.3.3 Pesticidforbrug og udvaskning

De fleste sygdoms- og skadedyrsproblemer i planteavlen er nært knyttede til værtsafgrøden (von Tiedemann, 1996). Omfanget og karakteren af sygdoms- og skadedyrsproblemer vil derfor ændre sig, hvis klimaændringer giver ændringer i afgrødevalget. Højere temperaturer vil mindske generationstiden hos både sygdomme og skadedyr, og mildere vintre kan også forbedre overlevelsen af både skadedyr og deres naturlige fjender. Det er sandsynligt, at højere temperatur vil øge planteværnsproblemerne i landbruget og dermed behovet for pesticider, med mindre dette imødegås med andre midler til forebyggelse og kontrol af problemerne, f.eks. gennem mere alsidige sædskifter.

En større anvendelse af pesticider kan føre til større risiko for tab til naturområder, vandløb og grundvand. Da en del af udvaskningen af pesticider sker ved transport i makroporer i forbindelse med kraftige nedbørhændelser, vil udvaskningen kunne øges med den forventede stigning i nedbørintensiteten.

5.4 Scenarier for effekter af klimaændringer på kvælstofudvaskning

Som beskrevet ovenfor vil ændringer i CO₂ koncentration, temperatur og nedbør påvirke udbytte og kvælstofhusholdningen forskelligt. Det er derfor væsentligt at lave en sammenvejning af de forskellige effekter. Til dette formål er der taget udgangspunkter i IPCC's A2 og B2 scenarier for 2050 og 2100. Klimaændringerne i perioden 2071-2100 er beregnet med en regional klimamodel (Christensen, 2000), som har været drevet af en global klimamodel. Gennemsnitsværdierne for ændring i temperatur og nedbør for det jyske område i de fire årstider fra disse beregninger er vist i tabel 26 som værdierne for 2100. Disse estimater er tilbageskaleret til 2050 på grundlag af den forventede globale temperaturanomali i 2050.

Daisy modellen været benyttet til at simulere effekten af scenarierne for udbytte, kvælstofudvaskning og ændring i jordens kvælstofpulje for kontinueret vinterhvede ved stigende mængder handelsgødning. Modellen har været kørt som beskrevet i afsnit 5.2.5. Det optimale niveau for kvælstofniveau er beregnet med udgangspunkt i en kvælstofpris på 4,20 kr kg⁻¹ N og en kornpris på 85 kr hkg⁻¹. Resultaterne for udbytte, N indhold i kerne, N udvaskning og ændring af N i jord er i tabellerne 27 og 28 vist ved den beregnede optimale N mængde.

Tabel 26. Estimer for ændringer i temperatur og nedbør for de jyske område i de enkelte årstider under A2 og B2 scenarierne for 2050 og 2100 (kilde: DMI). De tilhørende CO₂ koncentrationer er også vist. CO₂ koncentrationen i referenceåret 1990 er 353 ppm.

Scenarie	Variabel	Vinter (DJF)	Forår (MAM)	Sommer (JJA)	Efterår (SON)	Året
A2 (2050)	Temperatur (°C)	1,9	2,1	2,0	2,2	2,1
	Nedbør (%)	10	1	-8	5	2
	CO ₂ (ppm)					532
B2 (2050)	Temperatur (°C)	2,2	2,4	2,0	2,4	2,3
	Nedbør (%)	21	9	-5	7	8
	CO ₂ (ppm)					478
A2 (2100)	Temperatur (°C)	3,8	4,2	4,0	4,5	4,1
	Nedbør (%)	21	3	-16	10	5
	CO ₂ (ppm)					856
B2 (2100)	Temperatur (°C)	3,3	3,5	3,0	3,6	3,4
	Nedbør (%)	31	14	-8	10	12
	CO ₂ (ppm)					621

Tabel 27. Effekter af klimascenarier for kontinueret vinterhvede uden halmnedmuldning beregnet med Daisy-modellen for et Vestdansk klima. Effekterne er vist som ændring i forhold til referenceklimaet, som gennemsnittet for 1961-90. Modellen er kørt med stigende N gødskning, hvorefter det optimale niveau for N-gødskning er beregnet ved et kvælstofpris på 4,20 kr kg⁻¹ N og en kornpris på 85 kr hkg⁻¹. Udbytte, N indhold i kerne, N-udvaskning og ændring af N i jord er beregnet ved det optimale N-niveau.

	Jordtype	A2 (2050)	B2 (2050)	A2 (2100)	B2 (2100)
Optimalt N niveau (kg N/ha)	JB1 - uvandet	34	16	52	38
	JB1 - vandet	12	1	24	14
	JB4	11	-3	24	13
	JB6	7	-3	20	8
Udbytte (t/ha)	JB1 - uvandet	1,6	0,8	3,0	1,8
	JB1 - vandet	1,3	-0,2	2,2	0,8
	JB4	1,5	0,1	2,6	1,2
	JB6	1,3	-0,2	2,2	0,7
N indhold i kerne (%)	JB1 - uvandet	-0,1	-0,2	-0,3	-0,3
	JB1 - vandet	-0,2	-0,1	-0,4	-0,2
	JB4	-0,3	-0,2	-0,4	-0,3
	JB6	-0,3	-0,1	-0,4	-0,3
N udvaskning (kg N/ha/år)	JB1 - uvandet	4	3	8	6
	JB1 - vandet	9	14	15	16
	JB4	2	5	6	6
	JB6	2	5	6	6
Ændring af N i jord (kg N/ha/år)	JB1 - uvandet	-12	-17	-8	-13
	JB1 - vandet	-16	-21	-13	-17
	JB4	-18	-24	-15	-20
	JB6	-19	-25	-15	-21

Modellen er kørt for to forskellige klimaer: Jyndevad (tabel 27) og Roskilde (tabel 28). Klimaet for Jyndevad i Sønderjylland repræsenterer et nedbørrigt Vestdansk klima med en årlig nedbør på 859 mm, mens den årlige nedbør ved Roskilde er 686 mm svarende til et Østdansk klima. I scenarierne for 2050 og 2100 reduceres vandingsbehovet på sandjorden i alle tilfælde. Reduktionen er på 23 til 34 mm for det Vestdanske klima og 14 til 26 mm for det Østdanske klima. Dette sker på trods af et fald i sommernedbøren og hænger sammen med at øget CO₂ koncentration reducerer fordampningen og at højere temperaturer giver en tidligere afmodning af afgrøden.

Udbyttet stiger i fremtidsscenarierne med de største stigninger i A2-scenarierne, hvilket skyldes en større stigning i CO₂ koncentrationen i dette scenarie end i B2, hvorimod temperaturændringerne i mindre grad er forskellige mellem A2 og B2. De stigende udbytter medfører en stigning i det optimale N-gødskningsniveau, som for 2050 ligger på 7 til 44 kg N/ha for A2

scenariet, og betydeligt mindre i B2 scenariet. Denne stigning i gødningsmængden kan dog ikke forhindre et fald i kvælstofindholdet i kernerne.

For det Vestdanske klima stiger kvælstofudvaskningen i både A2 og B2-scenarierne. Stigningen er en smule større for år 2100 end for 2050. Langt størsteparten af stigningen i udvaskningen sker dog fra referenceperioden frem til 2050. Stigningen i udvaskningen er størst for sandjorden. For det Østdanske klima er der kun en stigning i kvælstofudvaskningen for sandjorden, mens der er beregnet et fald i udvaskningen på 4 til 7 kg N ha⁻¹ for lerblandet sandjord (JB4) og sandblandet lerjord (JB6).

Tabel 28. Effekter af klimascenarier for kontinueret vinterhvede uden halmnedmuldning beregnet med Daisy-modellen for et Østdansk klima. Effekterne er vist som ændring i forhold til referenceklimaet, som gennemsnittet for 1961-90. Modellen er kørt med stigende N gødskning, hvorefter det optimale niveau for N-gødskning er beregnet ved et kvælstofpris på 4,20 kr kg⁻¹ N og en kornpris på 85 kr hkg⁻¹. Udbytte, N indhold i kerne, N-udvaskning og ændring af N i jord er beregnet ved det optimale N-niveau.

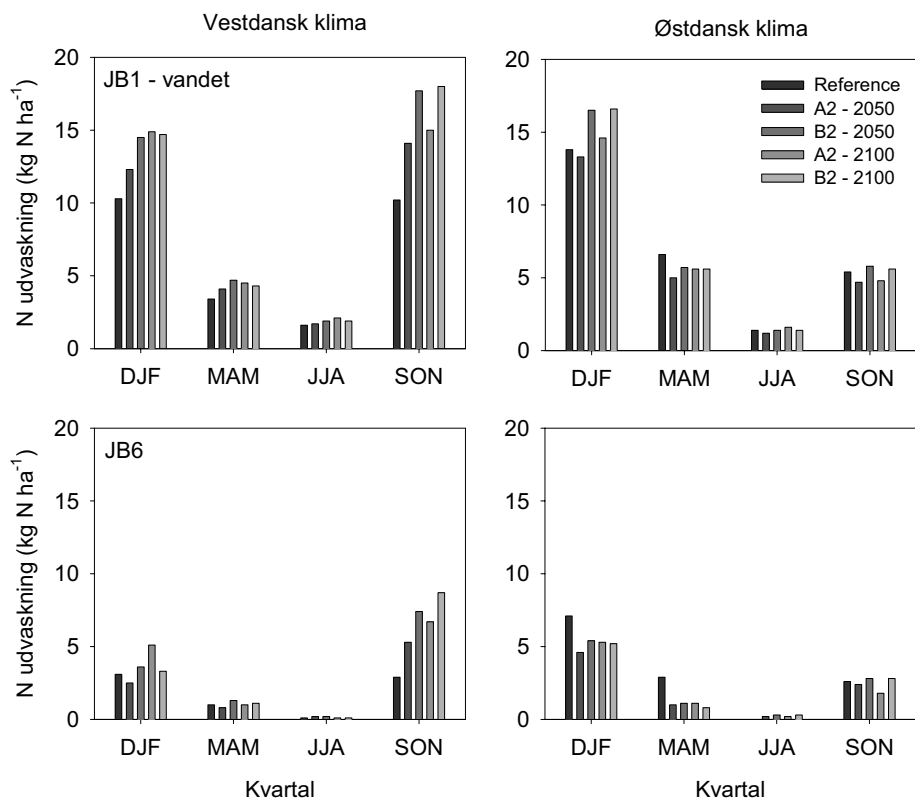
	Jordtype	A2 (2050)	B2 (2050)	A2 (2100)	B2 (2100)
Optimalt N niveau (kg N/ha)	JB1 - uvandet	44	24	69	52
	JB1 - vandet	14	5	24	14
	JB4	22	11	33	22
	JB6	14	4	26	13
Udbytte (t/ha)	JB1 - uvandet	1,5	1,4	2,9	2,3
	JB1 - vandet	2,0	1,4	3,0	2,3
	JB4	2,6	2,2	3,8	3,2
	JB6	2,5	2,0	3,5	3,0
N indhold i kerne (%)	JB1 - uvandet	-0,1	-0,3	-0,3	-0,3
	JB1 - vandet	-0,3	-0,3	-0,5	-0,4
	JB4	-0,4	-0,4	-0,5	-0,5
	JB6	-0,5	-0,4	-0,6	-0,6
N udvaskning (kg N/ha/år)	JB1 - uvandet	7	-1	13	5
	JB1 - vandet	-2	3	2	3
	JB4	-7	-5	-6	-5
	JB6	-5	-4	-4	-4
Ændring af N i jord (kg N/ha/år)	JB1 - uvandet	-9	-14	-7	-11
	JB1 - vandet	-16	-23	-14	-19
	JB4	-18	-26	-16	-21
	JB6	-17	-25	-14	-21

For det Vestdanske klima er stigningen i kvælstofudvaskningen størst i efterårsmånederne (figur 12). Dog er der på den vandede sandjord også en betydelig stigning i vintermånederne. For det Østdanske klima er der i gennemsnit en tendens til en stigning i udvaskningen om vin-

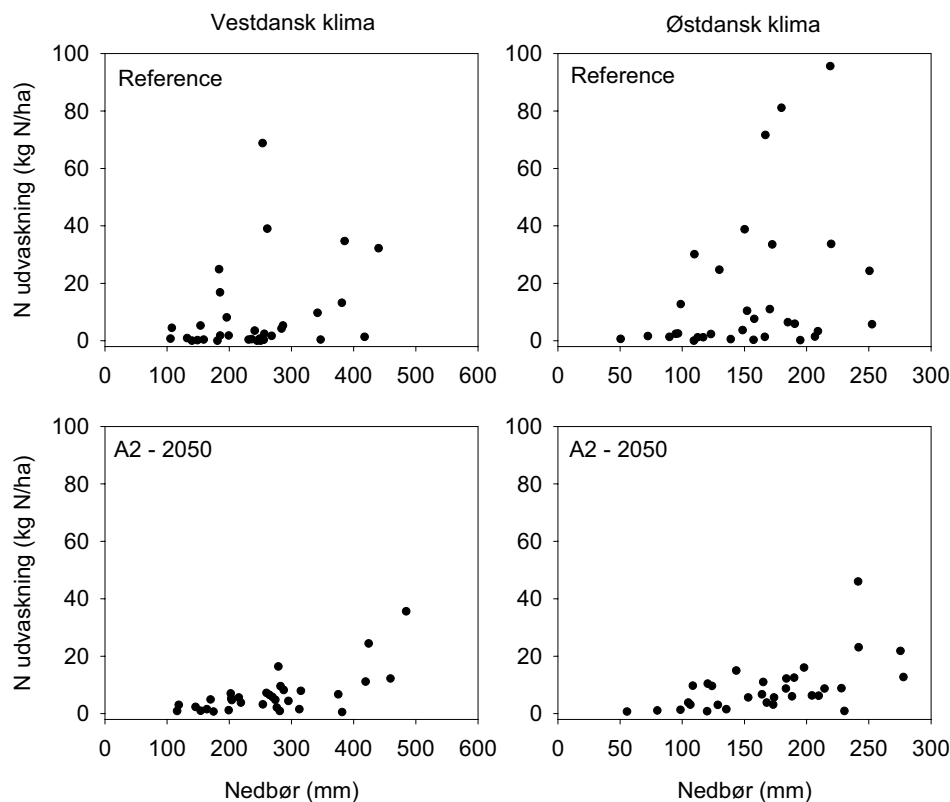
teren på vandet sandjord, men et fald i udvaskningen om vinteren og foråret på sandblandet lerjord.

Der er flere mulige årsager til stigningen i kvælstofudvaskning for klimaændringsscenarierne for 2050 og 2100. Temperaturstigningen i scenarierne bevirker at vinterhveden sås senere og høstes tidligere, hvilket giver en længere periode i efteråret med bar jord, hvor kvælstof i jorden kan omsættes og tabes ved udvaskning. Der er ikke i de nærværende beregninger indregnet ændringer i sortsvalg, som vil kunne øge vækstperiodens længde. Mulighederne herfor er dog formentlig begrænsede.

Med den stigende temperatur øges også omsætningen af kvælstof i jorden, hvilket bevirker en reduktion i jordens N-indhold, som synes at være størst for scenarierne for 2050. Her spiller balancen mellem klimaændringernes omfang og den øgede produktivitet som følge af stigningen i CO₂ koncentrationen en stor rolle.



Figur 12. Gennemsnitlig simuleret kvælstofudvaskning i årets fire kvartaler for vandet sandjord (JB1) og sandblandet lerjord (JB6) med et Vestdansk og et Østdansk klima ved forskellige scenarier for klimaændringer.



Figur 13. Sammenhæng mellem simuleret nedbørmængde og kvælstofudvaskning i vinterperioden (december til februar) i enkelte år for lerblandet sandjord (JB4).

Forskellen mellem effekterne på kvælstofudvaskningen for det Vestdanske og det Østdanske klima i modelberegningerne kan til dels tillægges effekter på afgrødernes udbytte og kvælstofoptagelse. Ved et stigende CO_2 -indhold i atmosfæren reduceres afgrødernes vandforbrug, og i år med ringe nedbør fører dette til et større udbytte og en større kvælstofoptagelse. Denne effekt kan også ses i sammenhængen mellem kvælstofudvaskning og nedbør om vinteren (figur 13). I referencescenariet er der en betydelig variation i udvaskningen, selv ved sammen nedbørmængde, idet de store udvaskningsmængder hænger sammen med tørke i den foregående sommer. Denne variation er betydeligt mindre i scenariet med klimaændringer, og her er effekten af stigende nedbør på kvælstofudvaskningen mere tydelig (figur 13).

Det skal understreges, at de resultater for effekt af klimaændringer på kvælstofudvaskning og afgrødeproduktion, der er præsenteret i denne rapport er beregnet med en model, der i sagens natur ikke er verificeret for effekt af disse klimaændringer. Der foreligger heller ikke en validering af CO_2 responsen i modellen. Både klima- og CO_2 effekter i modellen bygger dog på funktioner baseret på den nyeste viden på området. Usikkerheden på estimerne skyldes især,

at nettoeffekten på N udvaskning afhænger af en balance mellem effekten af CO₂ og effekten af temperatur på tilførsel og omsætning af organisk stof i jorden. Disse effekter er modsat rettede (se figur 9) og selv mindre usikkerheder på den ene effekt vil kunne rykke resultatet i den ene eller anden retning.

Beregningerne viser en stigning i N-udvaskningen fra kontinuert vinterhvede ved klimaændringsscenarierne for Vestdanmark. Stigningen i udvaskningen vil formentlig være lige så stor for vårsæd uden efterafgrøder. Derimod tyder beregninger med Daisy-modellen på, at anvendelse af efterafgrøder også under klimaændringer kan være effektive til at hindre udvaskning af kvælstof. Der er dog behov for at undersøge dette nærmere, og generelt et behov for at udvikle dyrkningssystemer, som reducerer risikoen for at klimaændringer fører til øget udledning af kvælstof, fosfor og pesticider til vandmiljøet (ATV, 2003).

6. Referencer

- Adu, J.K. & Oades, J.M., 1978. Physical factors influencing decomposition of organic materials in soil aggregates. *Soil Biol. Biochem.* 10, 109-115.
- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N., Kristensen, V.F. & Poulsen, H.D., 1999. Emission af ammoniak fra landbruget – status og kilde, ammoniakredegørelse nr. 1. Danmarks JordbrugsForskning og Danmarks Miljøundersøgelser.
- Andersen, U.J., Kaas, E. & May, W., 2001. Changes in the storm climate in the North Atlantic / European region as simulated by GCM time-slice experiments at high resolution. Danmarks Klima center Rapport 01-1, DMI, 15 s.
- Anonym, 2002. Effekten af virkemidlerne i Vandmiljøplan I og II set i relation til en ny vurdering af kvælstofudvaskningen i midten af 1980'erne. Notat af Danmarks JordbrugsForskning og Danmarks Miljøundersøgelser. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Ovrige/rapporter/VMPII_teknisk_notat.pdf
- Anonym, 2003. En omkostningseffektiv klimastrategi. Finansministeriet.
- Armentano, T.V. & Menges, E.S., 1986. Patterns and change in the carbon balance of organic soils – wetlands of the temperate zone. *J. Ecol.* 74, 755-774.
- ATV, 2003. Effekter af klimaændringer - tilpasninger i Danmark. Akademiet for de Tekniske Videnskaber, 44 s.
- Balesdent, J., Mariotti, A & Boissgonier, D., 1990. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ^{13}C abundance in maize fields. *J. Soil Sci.* 41, 587-596.
- Beare, M.H., Cabrera, M.L., Hendrix, P.F. & Coleman, D.C., 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 787-795.
- Bruun, S., Christensen, B.T., Hansen, E.M., Magid, J. & Jensen, L.S., 2003. Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the *Daisy* model with data from the Askov long-term experiment. *Soil Biol. Biochem.* 35, 67-76.
- Børgesen, C.D., 2002. Notat om landsdækkende modelberegning af kvælstofudvaskningen fra landbruget for årene 1983-85, 1988-90 og 1995-2001. Danmarks JordbrugsForskning.
- Christensen, B.T. & Johnston, A.E., 1997. Soil organic matter and soil quality - lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. I Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (red.) *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, s. 399-430.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B., 2001. Regional Climate Scenarios – A study on precipitation. I: Jørgensen, A.M., Fenger, J. & Halsnæs, K. (red.) *Climate Change Research – Danish Contributions*. DMI og Gads Forlag, København, 408 s.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B., 2003. Severe summertime precipitation in Europe and consequences for river systems in a CO_2 -warmed climate. *Nature* 421, 805.
- Christensen, O.B., 2000. Drivhuseffekten og regionale klimaændringer. Danmarks Klimacenter rapport 00-2. DMI, 18 s.

- Dalgaard, T., Halberg, N. & Fenger, J., 2000. Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser. FØJO-rapport nr. 5. 69 s.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V. & Veldkamp, E., 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience* 50, 667-680.
- Drake, B.G., Gonzalez-Meler, M.A. & Long, S.P., 1997. More efficient plants: A consequence of rising atmospheric CO₂? *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 48, 609-639.
- DMU, 2003. Emissionsopgørelse af rapporteret til UNFCCC. http://cdr.eionet.eu.int/dk/Air_Emission_Inventories/Submission_UNFCCC/Emission_inventories_1990_2001/Appendix--1.1_April15_2003_DK2001_UN4.xls.
- Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 627-633.
- Fenchel, T., King, G.M. & Blackburn, T.H., 1998. *Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling*. Second Edition, Academic Press, San Diego.
- Fenhann, J., 2002. Denmark's greenhouse gas projections until 2012, an update including a preliminary projection until 2017. Systems Analysis Department. Risø National Laboratory.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. p. 7-21. I: Andreae, M.O. & Schimel, D.S. (red.) *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. J. Wiley & Sons Ltd.
- Fosforgruppen, 2003. Rapport fra fosforgruppen - forberedelse af VMP-III. Danmarks JordbrugsForskning. www.vmp3.dk.
- Gorham, E., 1991. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol. Appl.* (1991), 182-195.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, V., Kyllingsbæk, A., Poulsen, H.D., Børsting, C., Jørgensen, J.O., Schou, J.S., Kristensen, E.S., Waagepetersen, J. & Mikkelsen, H.E., 2000. Vandmiljøplan II – midtvejsevaluering. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Grant, R., Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H.E., Svendsen, L.M. & Fuglsang, A., 1996. Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Wat. Res.* 30, 2633-2642.
- Groffman, P., Gold, A.J. & Jacinthe, P.-A., 1998. Nitrous oxide production in riparian zones and groundwater. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 52, 179-186.
- Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Poulsen, H.D., Sommer S.G. & Olesen, J.E., 2004. Metode til opgørelse af landbrugets emission af ammoniak, metan og lattergas samt kuldioxid fra kalkforbruget og organogene jorde. DMU rapport (udkast).
- Hansen, A.S., Furu, A., Kjellingbro, P.M., Skotte, M. & Vigsø, D., 2003a. Viden, værdier og valg. Debatoplæg om mål og midler for Vandmiljøplan III. Institut for Miljøvurdering.
- Hansen, E.M., Christensen, B.T., Kristensen, K. & Jensen, L.S., 2002. Kulstofomsætning under elefantgræs belyst ved forekomst af ¹³C. I Christensen, B.T. (red.) *Biomasseudtag til energiformål - konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug*. DJF rapport Markbrug nr. 72, 41-47.

- Hansen, E.M., Kyllingsbæk, A., Thomsen, I.K., Djurhuus, J., Thorup-Kristensen, K., Jørgensen, V., 2000. Efterafgrøder - dyrkning, kvælstofoptagelse, kvælstofudvaskning og eftervirkning. DJF rapport Markbrug nr. 37.
- Hansen, M.N., Sommer, S.G. & Madsen, N.P., 2003b. Reduction in ammonia emission by shallow slurry injection: Injection efficiency and additional energy demand. J. Environ. Qual. 32, 1099-1104.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fert. Res. 27, 245-259.
- Heckrath, G., Grant, R., Laubel, A. & Jensen, M.B., 2000. Nedvaskning af fosfor. I Jacobsen, O.H. (red.) Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljøet. DJF rapport Markbrug 34, 31-44.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S., 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport Markbrug nr. 54.
- Henriksen, K., Olesen, T. & Rom, H.B.R., 2000. Omsætning af kulstof og kvælstofprocesser i kvægdystrøelsesmåtter. I: Sommer, S.G. & Eriksen, J. (red.), Næringsstofudnyttelse i økologisk jordbrug. FØJO-rapport 7, s. 29-34.
- Hilhorst, M.A., Mele, R.W., Willers, H.C., Groenestein, C.M. & Moneny, G.J. 2001. Effective strategies to reduce methane emissions from livestock. ASAE, Paper no 01-4070, pp 1-8.
- Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callender, B.A. Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K. (red.), 1996. Climate change 1995: The Science of climate change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, UK, 572 pp.
- Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. J. Environ. Qual. 23, 585-592.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E.S., Jørgensen, F.V. & Vinther, F.P., 1998. Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælglplanter. I: Kristensen E.S. & Olesen, J.E. (red.) Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer. FØJO-rapport 2, s. 69-86.
- Højberg, O., Revsbech, N.P. & Tiedje, J.M., 1994. Denitrification in soil aggregates analyzed with microsensors for nitrous oxide and oxygen. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 1691-1698.
- Illerup, J.B., Birr-Pedersen, K., Mikkelsen M.H., Winther, M., Gyldenkerne, S. & Bruun, H.G., 2002. Projection models 2010, Danish emissions of SO₂, NO_x, NMVOC and NH₃. NERI Technical Report No. 414.
- IPCC, 1997. Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC, 2000a. Emissions Scenarios. A Special Report of the Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. I: Nakicenovic, N. et al. (red.). Cambridge University Press, Cambridge.

- IPCC, 2000b. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. OECD, Paris.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J. & Xiaosu, D. (red.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Jacobsen, B.H., 2003. Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II. Fødevareøkonomisk Institut. Notat.
- Jacobsen, O.H., Laubel, A., Hansen, B., Heckrath, G. & Kronvang, B., 2000. Erosion og fosfortab. I: Jacobsen, O.H. (red.) Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljøet. DJF rapport Markbrug 34, 45-51.
- Kenny, G.J., Harrison, P.A., Olesen, J.E. & Parry, M.L., 1993. The effects of climate change on land suitability of grain maize, winter wheat and cauliflower in Europe. *Eur. J. Agron.* 2, 325-338.
- Kimball, B.A., Kobayashi, K. & Bindi, M., 2002. Responses of agricultural crops to free-air CO₂ enrichment. *Adv. Agron.* 77, 293-368.
- Kirkebak, M. & Thormann, A. 2000. Evaluering af den gennemførte skovrejsning 1989-98. Skov- og naturstyrelsen. Miljø og Energiministeriet.
- Klemetsson, Å.K. & Klemetsson, L., 2002. A critical analysis of nitrous oxide emissions from animal manure. I: S.O. Petersen and J.E. Olesen (red.) Greenhouse gas inventories for the Nordic countries. DIAS Report No. 81, 107-121.
- Kravchenko, I.K., 2002. Methane oxidation in boreal peat soils treated with various nitrogen compounds. *Plant Soil* 242, 157-202.
- Kristiansen, S.M., Hansen, E.M., Jensen, L.S. & Christensen, B.T., 2004. Natural ¹³C abundance and carbon storage in Danish soils under continuous silage maize. *Eur. J. Agron.* (submitted).
- Kristensen, I.S., 2003. Indirekte beregning af N-fiksering, ikke publiceret udkast, Dansk Jordbrugsforskning
- Kristensen, I.S., Halberg, N., Nielsen, A.H., Dalgaard, R. & Hutchings, N., 2003. N-turnover on danish mixed dairy farms. http://www.agrsci.dk/jbs/isk/DK_country_report_partII.pdf.
- Kroeze, C., Mosier, A. & Bouwman, L., 1999. Closing the global N₂O budget: A retrospective analysis 1500-1994. *Glob. Biogeochem. Cyc.* 13: 1-8.
- Kronvang, B., Iversen, H.L., Jørgensen, J.O., Paulsen, I., Jensen, J.P., Conley, D., Ellermann, T., Laursen, K.D., Wiggers, L., Flindt Jørgensen, L. & Stockmarr, J., 2001. Fosfor i jord og vand. Udvikling, status og perspektiver. Afdeling for Vandløbsøkologi, Afdeling for Atmosfærisk Økologi, Afdeling for Havøkologi og Afdeling for Sø- og Fjordøkologi. Faglig rapport fra DMU 380. 88 s.
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G., 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 421-431.
- Kyllingsbæk, A., 2000. Kvælstofbalancer og kvælstofoverskud i dansk landbrug 1979-1999. DJF rapport Markbrug nr. 36.

- Larsen, P.H. & Johannsen, V.K., 2002 (red.). Skove og Plantager 2000. Danmarks Statistik, Skov & Landskab og Skov- og Naturstyrelsen.
- Larsson, L., Ferm, M., Kasimir-Klemetsson, Å. & Klemetsson, L., 1998. Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 51, 41-46.
- Laubel, A.R., Kronvang, B., Hald, A.B. & Jensen, C., 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrol. Proces.* (in press).
- Laursen, B., 1994. Normtal for husdyrgødning – revideret udgave af rapport nr. 28. Rapport nr. 82, Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, 85 pp.
- Lægsgreid, M., 2002. Nitrous oxide emissions from arable soil. Report for the Norwegian Department of Agriculture. Hydro Agri Research Center, Porsgrunn. 19 s.
- Lægsgreid, M. & Aastveit, A.H., 2002. Nitrous oxide emissions from field-applied fertilizers. I: Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (red.) *Greenhouse gas inventories for the Nordic countries.* DIAS Report No. 81, 122-134.
- Mikkelsen, M.H. & Gyldenkerne, S., 2003. Projection of greenhouse gas emission from the agricultural sector until 2017. National Environmental Research Institute, Department of Policy Analysis.
- Miljø- og Energiministeriet, 2000. Klima 2012. Status og perspektiver for dansk klimapolitik. Miljø- og Energiministeriet. 191 pp.
- Miljøstyrelsen, 2003. Denmark's third national communication on climate change under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Danish Environmental Protection Agency.
- Moss, A.R., Jouany, J.-P. & Newbold, J., 2000. Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Ann. Zootech.* 49, 231-253.
- Munkholm, L.J. & Sibbesen, E., 1997. Tab af fosfor fra landbrugsjord. *Miljøforskning* no. 30. Det Strategiske Miljøforskningsprogram. 63 s.
- Nielsen, L.H., Hjort-Gregersen, K., Thygesen, P. & Christensen, J., 2002, Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg - med tekniske og selskabsøkonomiske baggrundsanalyser. Fødevareøkonomisk Institut, København, Rapport nr. 136.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S. & Jarvis, S.C., 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage.* 13, 288-295.
- Olesen, J.E., 2001. Climate change and agriculture in Denmark. I Jørgensen, A.M.K., Fenger, J. & Halnæs, K. (red.) *Climate change research. Danish contributions.* Gads Forlag. s. 191-206.
- Olesen, J.E., 2004. Climate change and CO₂ effects on productivity of Danish agricultural systems. *Journal of Crop Production* (in press).
- Olesen, J.E. & Bindi, M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *Eur. J. Agron.* 16, 239-262.
- Olesen, J.E. & Grevsen, K., 1993. Simulated effects of climate change on summer cauliflower production in Europe. *Eur. J. Agron.* 2, 313-323.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Andersen, J.M., Fenhann, J. & Jacobsen, B.H., 2001. Emission af drivhusgasser fra dansk landbrug. DJF-rapport Markbrug 47.

- Olesen, J.E., Rubæk, G., Heidmann, T. & Børgesen, C.D., 2004. Effect of climate change on greenhouse gas emission from arable crop rotations. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* (in press).
- Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M. & Woomer, P.L., 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage.* 13, 230-244.
- Petersen, S.O., 1993. Influence of liquid cattle manure on reduction processes in soil. *Biol. Fertil. Soils* 15, 137-143.
- Petersen, S.O., Lind, A.M. & Sommer, S.G., 1998a. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *J. Agric. Sci., Camb.* 130, 69-79.
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., Aaes, O. & Søgaard, K., 1998b. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: Effect of N intake. *Atmos. Environ.* 32, 295-300.
- Petersen, S.O., Adolfsson, R., Fenhann, J., Halsdottir, B., Hoem, B., Regina, K., Rypdal, K., Staff, H. & Olesen, J.E., 2002. Comparison of national and IPCC default methodologies to estimate methane and nitrous oxide emissions from agriculture. Workshop on greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries, Helsingør, 24-25 Jan. 2002. I: Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (eds.). *Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries. DIAS Report - Plant Production* 81, 21-36.
- Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G., 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport nr. 36 – husdyrbrug, Danmarks Jordbrugsforskning.
- Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F. 1997. Normtal for husdyrgødning. En revurdering af danske normtal for husdyrgødningens indhold af kvælstof, fosfor og kalium. Beretning nr. 736, Danmarks JordbrugsForskning, 165 pp.
- Priemé, A., Christensen, S., Dobbie, K.E. & Smith, K.A., 1997. Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1269-1273.
- Rounsevell, M.D.A., Brignall, A.P. & Siddons, P.A., 1996. Potential climate change effects on the distribution of agricultural grassland in England and Wales. *Soil Use Manage.* 12, 44-51.
- Scenariegruppen, 2003. Forberedelse af Vandmiljøplan III. Notat fra Scenariegruppen om reguleringssystemer, valg af virkemidler og forslag til opstilling af scenarier. www.vmp3.dk.
- Six, J., Elliott, E.T. & Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2099-2103.
- Sommer, S.G. & Hutchings, N.J. (1995) Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. *Wat. Air Soil Pollut.* 85, 237-248.
- Sommer, S.G. & Møller, H.B., 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *J. Agric. Sci., Camb.* 134, 327-335.
- Sommer, S.G., Møller, H.B. & Petersen, S.O., 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved Biogasbehandling. DJF rapport - Husdyrbrug, 31, 53 pp.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. og Søgaard, H.T. 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.

- Sommer S.G., Petersen S.O. & Møller H.B., 2003. Algorithms for calculating greenhouse gas emissions from manure management. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* (in press)..
- Soussana, J.F., Casella, E. & Loiseau, P., 1996. Long-term effects of CO₂ enrichment and temperature increase on a temperate grass sward. II. Plant nitrogen budgets and root fraction. *Plant Soil* 182, 101-114.
- Teknologigruppen, 2003. Forberedelse til Vandmiljøplan III – Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringsstofbelastningen. www.vmp3.dk.
- Vejre, H., Callesen, I., Vesterdal, L. & Raulund-Rasmussen, K., 2003. Carbon and nitrogen in Danish forest soils – Contents and distribution determined by soil order. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 335-343.
- Vesterdal, L., Jørgensen, F.V., Callesen, I. & Raulund-Rasmussen, K., 2002a. Skovjordes kulstoflager - sammenligning med agerjorde og indflydelse af intensiveret biomasseudnyttelse. I Christensen, B.T. (red.) *Biomasseudtag til energiformål - konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug*. DJF rapport Markbrug 72, 14-28.
- Vesterdal, L., Ritter, E. & Gundersen, P., 2002b. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *For. Ecol. Manage.* 169, 141-151.
- von Tiedemann, A., 1996. Globaler Wandel von Atmosphäre und Klima - welche Folgen ergeben sich für den Pflanzenschutz. *Nachrichtenblatt Deutschen Pflanzenschutzd.* 48, 73-79.
- Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L. & Oenema, O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1723-1732.
- Wulf, S., Maeting, M. & Clemens, J., 2002. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading. II. Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, 1795-1801.
- Økonomimodelgruppen, 2003. Omkostninger ved reduktion af næringsstoffabet til vandmiljøet. Fødevareøkonomisk Institut, Danmarks Miljøundersøgelser. www.vmp3.dk.

A. Retablering af vådområder med henblik på kvælstoffjernelse: Effekt på drivhusgasbalancen

Søren O. Petersen

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

A.1 Sammendrag

Retablering af vådområder gennemføres som et led i aftalen om Vandmiljøplan II. Gennem afbrydelse af dræn og pumpestationer genskabes naturlige hydrologiske forhold, hvilket bringer den nitratholdige afstrømning fra dyrkede arealer i kontakt med tørveholdige lavbundslande. Derved stimuleres denitrifikationsprocessen med en forventet fjernelse af 200-500 kg N ha⁻¹ år⁻¹. I drænedes tørvejerde sker der et tab af kulstof, som kan andrage 6-7 tons C ha⁻¹ år⁻¹, mens der i samme jord under udrænedes forhold typisk vil være en mindre akkumulering af kulstof. Nettoændringen ved retablering af vådområder er skønnet til en C-akkumulering i størrelsesordenen 4000 kg C ha⁻¹ år⁻¹, svarende til i størrelsesordenen 15 tons CO₂ ha⁻¹ år⁻¹. Tallet forudsætter at det oversvømmede jordvolumen helt overvejende består af organiske aflejringer. Retablering af et vådområde forringer betingelserne for metanoxidation og forbedrer betingelserne for metanproduktion. På grundlag af forskellige studier anslås den gennemsnitlige forøgelse af metanemissionen at være omkring 400 kg CH₄ ha⁻¹ år⁻¹. Lattergas er et biprodukt, hhv. et mellemprodukt i kvælstofomsætningen, og effekten af en vandstandshævning er kompleks. De tilgængelige studier tyder dog ikke på, at emissionen af lattergas er væsentligt anderledes end den ville være hvis kvælstoffet passerede uhindret ud i recipienten via dræn og kanaler. Under visse betingelser kan der ske en fjernelse af lattergas opløst i det afstrømmende vand. Forskellige studier antyder en gennemsnitlig reduktion i emissionen af lattergas på 9 kg N₂O ha⁻¹ år⁻¹.

Den samlede klimaeffekt af retableringsprojekter er skønnet til en nettobinding af CO₂-ækvivalenter på knap 9000 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹. På grundlag af amternes oplysninger vedr. omkostningerne til kvælstoffjernelse gennem retablering af vådområder er den gennemsnitlige pris på CO₂-fjernelse via dette tiltag beregnet til 212 kr t CO₂-ækv. Med den aktuelle målsætning for retablering af vådområder på 8000-12500 ha kan der opnås en CO₂-fjernelse i størrelsesordenen 19-30 kt CO₂ år⁻¹, svarende til 1-2 promille af Danmarks reduktionsforpligtelse.

A.2 Beskrivelse af tiltaget

Retablering af vådområder var et væsentligt element i aftalen om Vandmiljøplan II. Der blev opstillet en målsætning om retablering af 16.000 ha med en forventet årlig kvælstoffjernelse på 5600 tons (200-500 kg N ha⁻¹ år⁻¹), svarende til 15% af det samlede reduktionsmål på 37.000 tons kvælstof. Målsætningen er senere ændret til at omfatte 8-12.500 ha med en forventet kvælstoffjernelse på 3600 tons N pr. år.

Eftersom reetablerede vådområder skal reducere kvælstofforureningen, så har udgangspunktet været at udpege lokaliteter som ikke før reetableringen fjernede kvælstof, og som gennemstrømmes af grundvand eller overfladevand med en høj belastning af næringsstoffer (Skov- og Naturstyrelsen, 2000). Sådanne arealer findes mange steder langs søer og vandløb, hvor dræning og evt. pumpning har ført næringsrigt grundvand direkte ud i recipienten.

A.2.1 Denitrifikation

En vis mængde kvælstof vil blive tilbageholdt som biomassetilvækst, men den dominerende årsag til kvælstoffjernelse er den bakterielle denitrifikation. Processen forudsætter iltfattige forhold samt adgang til nitrat og nedbrydeligt organisk stof. En vandmættet zone kræver kun moderat biologisk aktivitet før opløst ilt bliver opbrugt, og iltfattige forhold kan dermed let opstå i jordlag beriget med organisk materiale.

Hovedprincippet bag reetablering af vådområder er således at bringe den nitratholdige afstrømning fra dyrkede arealer i kontakt med jordlag med et højt indhold af organisk materiale, f.eks. tørvelag. I praksis sker det typisk ved afbrydelse af dræn, kanaler og pumpestationer og evt. etablering af en fordelerkanal parallelt med ådalsskrænten, således at vandets opholdstid i systemet forøges (Hoffmann et al., 2002). Potentialet for kvælstoffjernelse kan være særdeles højt (tabel A.1).

Tabel A.1. Nitratfjernelse i vådområder, der primært gennemstrømmes af grundvand. Se Hill (1996) for yderligere referencer.

Lokalitet	kg nitrat-N ha ⁻¹ år ⁻¹	%
Stevns å, eng	57	97
Rabis bæk, eng	398	56
Gjern å, eng	140	67
Gjern å, mose (1993)	2100	97
Gjern å, mose, 5 år	1079	97
Gjern å, eng, 5 år	541	96
Gjern å, eng	398	97

A.2.2 Hydrologiske forhold

De hydrologiske forhold på den enkelte lokalitet er afgørende for hvor og i hvilket omfang betingelserne for denitrifikation er tilstede. Overrissling med efterfølgende infiltration af det nitratholdige vand vil give denitrifikation tæt ved jordoverfladen, mens opvældende grundvand kan give denitrifikation i større dybder, herunder i tilknytning til lommer af tørveholdigt materiale. Den hydrauliske ledningsevne af tørvelag er relativt ringe (tabel A.2), så nitratfjernelsen vil ikke være effektiv, hvis der er passage til recipienten via lag med en højere hydraulisk ledningsevne, f.eks. sand.

Tabel A.2. Hydraulisk ledningsevne for forskellige jordtyper (Skov- og Naturstyrelsen, 2000).

Materiale	Mættet hydraulisk ledningsevne (cm s ⁻¹)
Svagt humificeret tørv	1×10^{-2}
Moderat humificeret tørv	5×10^{-3}
Stærkt humificeret tørv	1×10^{-3}
Kompakt tørv	5×10^{-5}
Grovkornet sand	1×10^{-1}
Mellemkornet sand	1×10^{-2}
Finkornet sand	1×10^{-3}
Gytjeholdigt sand	1×10^{-4}
Silt	1×10^{-4}
	1×10^{-7}
Ler	1×10^{-7}
	1×10^{-9}
Kalkgytje	1×10^{-9}

A.2.3 Naturværdier

Områder med overfladenær gennemstrømning af næringsrigt vand er højproduktive. Hvis udgangspunktet for et retableringsprojekt er en lysåben naturtype på næringsfattig eller kalkholdig jord, kan de naturmæssige konsekvenser af at tillade næringsrigt vand være negative, idet sjældne arter med særlige krav til levested kan blive erstattet af mere almindelige, hurtigtvoksende arter. Hvis udgangspunktet derimod er afdrænede vådområder med almindeligt forekommende vegetation, vil effekten af øget vandstand og næringsstatus være positiv (Naturrådet, 2000).

A.2.4 Emission af drivhusgasser

Afvanding medfører en nedbrydning af organiske lag og dermed en nettofrigivelse af CO₂ til atmosfæren. Omvendt må retablering af højproduktive vådområder forventes at føre til en akkumulering af kulstof i jorden, og dermed en reduktion i drivhusgasemissionerne. Retablering af vådområder vil med stor sandsynlighed ændre balancen mellem metandannelse og metanoxydation, således at nettoresultatet bliver en forøget emission af metan. Gennemstrømning af nitratrikt vand fremmer potentialet for denitrifikation og dermed lattergasdannelse, men risikoen for emission til atmosfæren er vanskelig at vurdere.

A.3 Reduktion af drivhusgasemissioner

Retablering af vådområder har til formål at fjerne kvælstof, og afledte effekter på drivhusgasbalancen er utilsigtede. En vurdering af disse sideeffekter indgår derfor heller ikke i den for-

undersøgelse, som ligger til grund for beslutningen om at gennemføre et projekt. I det følgende gives, på grundlag af udvalgte undersøgelser, en vurdering af konsekvenserne af at retablere vådområder for hhv. kulstoflagring, metanemission og lattergasemission.

A.3.1 Kulstoflagring

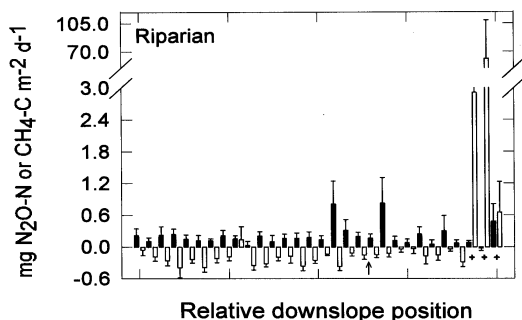
Kulstofbalancen er meget dynamisk i moseområder og andre områder med høj vandstand, og er stærkt påvirket af menneskelige aktiviteter som afvanding og vandstandshævning. Der foreligger en enkelt dansk undersøgelse af kulstof på lavbundsjord. Her målt et tab på 4,0-6,3 tons CO₂-C år⁻¹ fra højmosetorv efter afvanding (Pedersen, 1978). For Tyskland og Polen er den tilgængelige viden om fysiske effekter af afvanding og genopfugtning af tørveholdige vådområder (*Niedermooren*) samlet af Zeitz og Veltz (2002). Der blev henvist til en undersøgelse som havde fundet en nettolagring af kulstof på 0,1-2,3 tons C ha⁻¹ år⁻¹ under opfugtede forhold, mens der under drænedes forhold var et nettotab på 2,9-6,7 tons CO₂-C (tabel A.5). I en undersøgelse af en række albanske jordtyper konkluderede Zdruli et al. (1995), på baggrund af ¹⁴C-datering af træstykker i 1-2 m dybde, at der var sket en årlig akkumulering af kulstof i udrænedes jorde på 0,2-0,6 tons C ha⁻¹ år⁻¹. Armentano og Menges (1986) og Gorham (1991) har estimeret den årlige C akkumulering i verdens moser til ca. 0,2 tons ha⁻¹ år⁻¹.

Disse oplysninger indikerer en nettoændring i CO₂-fluxen fra lavbundslande efter vandstandshævning på mellem -3000 og -9000 kg C ha⁻¹ år⁻¹ (de negative tal indikerer at fluxen er nedadrettet, altså giver en akkumulering af C i vådområdet). Det bør understreges, at de refererede studier er baseret på 100% organiske jorde, mens retablerede vådområder i varierende grad kan rumme en blanding af organiske og mineralske aflejringer. Telefoniske henvendelser til enkelte amter tyder dog på, at de udvalgte områder indeholder langt over 50% organiske aflejringer i de overfladenære lag, som oversvømmes ved vandstandshævningen. Som et konservativt skøn over kulstoffluxen efter retablering foreslås en middelværdi på 4000 kg C ha⁻¹ år⁻¹, svarende til 14700 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹.

I forbindelse med retableringsprojekter som involverer søer, så ses der i denne sammenhæng bort fra ændringer i kulstofbalancen for dette areal. I det omfang søarealet ligger på tørveholdig jord kan dette kan medføre en mindre underestimering af kulstoflagringen.

A.3.2 Metanemission

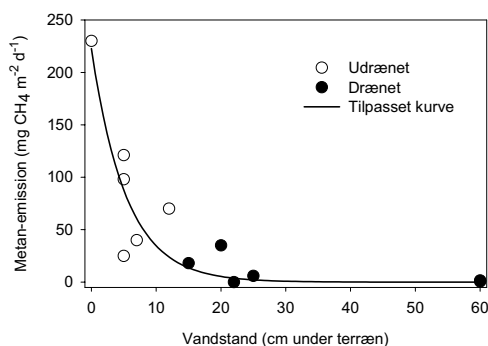
Retablering af vådområder kan forrykke balancen mellem metanproduktion og metanoxidation gennem et øget potentiale for metanproduktion og forringede betingelser for metanoxidation. Så længe vandet indeholder nitrat eller andre elektronacceptorer, herunder opløst lattergas, hæmmes metanproduktionen. Men nitratfjernelsen sker ofte i en afgrænset zone nær ådalsskrænten (Hill, 1996), hvilket muliggør metanproduktion i væsentlige del af vådområdet. Figur A.1 illustrerer at den rumlige variation kan være stor, og figuren indikerer jordfugtighedens store betydning for netto-emissionen af metan.



Figur A.1. Årlige gennemsnitsfluxe ($\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$, hhv. $\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$) af metan (hvide stolper) og lattergas (sorte stolper) langs en 116 m transekt (1% hældning) på tværs af et vådområde langs Syv Bæk (vandløbet løber i højre side af figuren). Pilen nederst angiver højeste vandstand ved oversvømmelseshændelser (Ambus og Christensen, 1995).

I et litteraturstudie af kilder til metan skønnede Priemé og Christensen (1991) på grundlag af primært amerikanske undersøgelser, at metanemissionen fra lavbundslande i Danmark var i størrelsesordenen $900 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Senere offentliggjorte undersøgelser (tabel A.6) under danske/nordeuropæiske forhold har vist både højere, men mest lavere niveauer.

De nordeuropæiske undersøgelser, som er refereret i tabel A.6, undersøgte alle effekten af vandstand på metanfluxen. De fandt samstemmende, at der er betydeligt højere fluxe af metan ved det høje vandstands niveau. Metanemissionen var i de fleste tilfælde væsentligt lavere under dræned forhold, svarende til en reduktion på $60\text{--}697 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Resultaterne er vist i figur A.2. Den gennemsnitlige forskel i metanemissionen under udræned og dræned forhold er, baseret på resultaterne i tabel A.6 og figur A.2, på $306 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, eller $408 \text{ kg CH}_4 \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Med henvisning til undersøgelserne i Tabel A.6 foreslås et usikkerhedsinterval på $60\text{--}700 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{år}^{-1}$.



Figur A.2. Metanemission under dræned og udræned forhold. Resultater fra en række sammenlignende undersøgelser, som er refereret i Tabel A.6.

Nogle projekter involverer retablering af en sø. Metan er et vigtigt slutprodukt for nedbrydningen af organisk stof i ferskvandssedimenter (Dzyuban, 2002), men der er også et betydeligt potentiale for mikrobiel metanoxidation i vandsøjlen. Abril og Iversen (2002) fandt at metanoxidation fjernede 22-42% af metanfluxen ud af sedimentet i bunden af Randers Fjord (8 m dybde, ferskvand), mens Utsumi et al. (1998) i en årstidsundersøgelse fandt en metanfjernelse på 74% i en lavbundet næringsrig sø (tabel A.7). I de to undersøgelser varierede metanemissionen til atmosfæren mellem 3 og 33 kg CH₄-C ha⁻¹ år⁻¹, med et aritmetisk gennemsnit på ca. 13 kg CH₄-C ha⁻¹ år⁻¹. Det vurderes, at disse metanemissioner er i samme størrelsesorden som emissionerne fra de drænedes arealer, og at retableringen altså for arealer med frit vandspejl (søer) ikke vil medføre en væsentlige nettoændringer i metanemissionen.

A.3.3 Lattergasemission

Lattergas er et biprodukt af nitrifikation og et frit mellemprodukt af denitrifikation. For begge processer gælder det, at andelen af lattergas er forhøjet under iltfattige forhold og ved sure jordbundsforhold (Firestone og Davidson, 1989). Emissionen af lattergas bestemmes desuden af diffusionsbetingelserne i jorden, dvs. om lattergas kan undslippe til atmosfæren før denitrifikationsprocessen reducerer stoffet videre til frit kvælstof.

Retablering af vådområder fremmer potentiallet for lattergasdannelse, men risikoen for emission til atmosfæren afhænger af hvor i jorden det dannes. Figur A.3 viser et tværsnit af en ådalsbred, som blev kortlagt med hensyn til vandets strømning og indhold af nitrat, opløst organisk kulstof, ilt og lattergas (Hill et al., 2000). Som det fremgår var der en zone 1-2 m under grundvandsspejlet med intensiv denitrifikation. Under dette lag var grundvandet nitratholdigt og denitrifikationen begrænset af kulstof, mens processen over dette lag var nitratbegrænset. Nitratholdigt grundvand kan indeholde betydelige mængder opløst lattergas. Hvis dette passerer et tørveholdigt lag med intensiv denitrifikation, kan det medføre en effektiv fjernelse af opløst lattergas (Blicher-Mathiesen og Hoffmann, 1999).

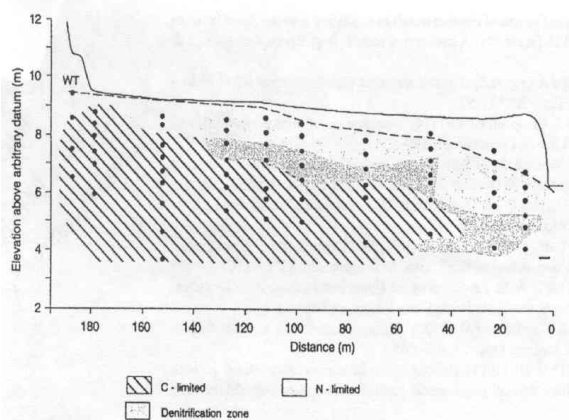


Figure 14. Environmental controls of denitrification in the Boyne River floodplain based on transect A at the upstream site.

Figur A.3. Kontrol af denitrifikationen i et vådområde ned mod en flodbred (efter Hill et al., 2000).

Flere studier af kvælstofomsætningen i vådområder har identificeret lattergas som et betydeligt eller dominerende slutprodukt (bl.a. Ambus, 1998; Garcia-Ruaz et al., 1998; Jacinthe et al., 1998). Den rumlige fordeling af nitrifikations- og denitrifikationsaktivitet samt vandbevægelser er imidlertid afgørende for om lattergas afgives til atmosfæren. I enkelte retableringsprojekter overrisles vådområdet med nitratholdigt grundvand. Her vil denitrifikationen ske tæt ved jordoverfladen, hvilket må formodes at øge risikoen for tab af lattergas.

I en litteraturundersøgelse fandt Priémé og Christensen (1991) kun få, udenlandske undersøgelser af lattergastab fra udrænede lavbundslande, og disse indikerede et niveau på 0,1-2,7 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Senere undersøgte Ambus og Christensen (1995) igennem mere end to år fluxe af metan og lattergas langs topografiske gradienter i en række landskabstyper, herunder et vådområde (Syv Bæk). For lattergas varierede fluxen mellem mellem -1,46 og 3,3 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, med en årsmiddelflux på 0,66 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Zeitz og Velty (2002) referede tab på 0-0,8 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ fra en udrænede lavbundsland.

Nedbrydningen af tørv efter dræning af lavbundslande kan være en væsentlig kilde til atmosfærisk lattergas. Effekt af vandstand på lattergasemissionen er blevet belyst i flere undersøgelser, hvis resultater er samlet i tabel A.7. Forskellen i emission mellem de to vandstands-niveauer svarer til en effekt af retablering på mellem 0 og -27 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (det negative tal indikerer at emissionen vil være mindre efter retableringen). Under forudsætning af log-normal fordeling af emissionerne svarer gennemsnittet af disse resultater til en flux på -5,7 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, svarende til 9 kg $\text{N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Det betyder med andre ord at lattergasemissionen ved retablering af et vådområde på tørvejord vil blive reduceret med 5.7 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Andre undersøgelser har opgjort lattergasemissionen i forhold til vådområdets kvælstoftilførsel. En årstidsundersøgelse i en skov viste at 0,65-0,87% af det indstrømmende kvælstof blev omdannet til lattergas (refereret af Groffman et al., 1998). Freeman et al. (1997) fandt at 0,53% af den nitrat der blev fjernet i et vådområde blev omdannet til lattergas. På baggrund af disse få undersøgelser ser det ud til at højst 1% af det kvælstof, der fjernes via denitrifikation i et vådområde, afgives til atmosfæren i form af lattergas.

I de officielle opgørelser af lattergasemission fra udvasket kvælstof anbefaler IPCC en emissionsfaktor på 2,5% af kvælstofudvaskningen, hvoraf 1,5% ventes tabt i grundvandsmagasin, 0,75% i vandløb, og 0,25% i estuarier. Derimod er der ikke fastsat et selvstændigt bidrag for lattergasemission fra vådområder (Groffman et al., 1998). Den forventede lattergasemission efter at kvælstoffet har forladt grundvandsmagasinet er altså i størrelsesordenen 1%, eller det samme som blev skønnet for kvælstofomsætningen i vådområdet. På den baggrund er den foreløbige konklusion, at vådområder ikke bidrager med nettoemission af lattergas som følge af den forventede kvælstoffjernelse. Derimod kan retablerede vådområder som tidligere nævnt under rette betingelser fjerne lattergas fra grundvand under passagen fra rodzone til ådalsskrænten; denne effekt er dog ikke søgt kvantificeret. I det omfang lattergas opløst i grundvand og drængrofter undslipper til atmosfæren under passagen gennem vådområdet, vil der ikke være tale om en nettoproduktion af lattergas.

A.3.4 Vurdering af retableringsprojekter

På baggrund af overvejelserne herover er konklusionen, at lavbundsJORDE som retableres vil have en betydelig nettobinding af kulstof, men også en kraftigt forøget metanemission. Retableringen synes ikke at forøge risikoen for lattergasemissioner fra det importerede kvælstof, som omsættes i vådområdet, hvorimod der kan være en positiv effekt af retableringen på lattergasemissionen, fordi nedbrydningen af organisk bundet kvælstof i dræned lavbundsJORDE giver anledning til lattergasemission.

I tabel A.3 er de estimerede nettoændringer i emissioner af CO₂, metan og lattergas opgjort med de data, som er diskuteret i de foregående afsnit. Det fremgår at den samlede effekt på drivhusgasbalancen er en reduktion af emissionerne på 8900 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹. Som det også fremgår kan reduktionen af drivhusgasudledningerne være betydeligt større end skønnet her, ligesom det også er muligt at effekten er negativ, dvs. en samlet forøgelse af drivhusgasudledningerne. En større præcision af disse skøn er vanskelig at opnå uden systematisk monitoring på repræsentative lokaliteter.

En enkelt undersøgelse (Augustin, 2001; refereret af Zeitz og Velty, 2002) har gennemført en tilsvarende øvelse for lavbundsJORDE i Nordtyskland med og uden dræning. Her svarede forskellen på den dræned og den udræned situation til de forhold, som er beskrevet ovenfor, dvs. et skift fra tab til akkumulering af kulstof, en stor forøgelse af metanemissionen og en re-

duceret emission af lattergas. Den samlede effekt i den tyske undersøgelse var en reduktion af drivhusgasemissionerne på 5-6000 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹.

Tabel A.3. Skønnede nettoeffekter af retablering af vådområder med kvælstoffjernelse på emissioner af CO₂, metan og lattergas. Tabellen viser desuden emissionerne omregnet til CO₂-ækvivalenter. Negative tal angiver at der sker en nettobinding af C eller N i det retablerede vådområde.

Emission	Enhed	Middel	Min	Max
Kulstof	kg CO ₂ ha ⁻¹ år ⁻¹	-14667	-33000	-11000
Metan	kg CH ₄ ha ⁻¹ år ⁻¹	408	80	933
	kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ år ⁻¹	8563	1680	19600
Lattergas	kg N ₂ O ha ⁻¹ år ⁻¹	-9	-42	0
	kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ år ⁻¹	-2777	-13153	0
I alt	kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ år ⁻¹	-8881	-44473	8600

Som det er fremgået at beskrivelsen herover, så afhænger emissionerne af såvel CO₂ som metan og lattergas i høj grad af hydrologiske forhold (vandstand, strømningsmønstre). Renger et al. (2002) modellerede fluxene af de tre gasser som funktion af grundvandsstand og beregnede, at for den samlede drivhusgasbalance ville det optimale grundvandsniveau være 30 cm under terræn. I afsnittet om lattergas blev det tilsvarende nævnt at overrisling med nitratholdigt grundvand forøger risikoen for emission af denne gas. Skønt datagrundlaget for kvantificering af drivhusgasemissioner på nuværende tidspunkt er spinkelt, så er det relevant at gøre opmærksom på disse potentielle muligheder for at regulere emissionerne af drivhusgasser i vådområder gennem optimeret drift.

A.4 Udbredelse på landsplan

Amterne er ansvarlige for udpegning af lokaliteter, forundersøgelser og gennemførelse af retableringsprojekter. Skov- og Naturstyrelsen indsamler løbende oplysninger om status. Den seneste opgørelse fra marts 2003 (Tabel A.4) viser, at arealer som har fået bevilget midler til forundersøgelser samt igangværende retableringsprojekter tilsammen udgør omkring 12.000 ha, hvoraf afsluttede projekter dog omfatter under 1000 ha, mens yderligere 460 ha er langt fremme mht. gennemførelse. En del forundersøgelser ender med at projektet bliver stillet i bero¹, eksempelvis pga. modstand fra lodsejere, økonomi eller utilstrækkelig kvælstoffjernelse (Jacobsen, 2003).

¹ Se f.eks. http://www.aaa.dk/nm/frames/frame_drift.html.

Tabel A.4. Vandmiljøplan II vådområdeprojekter der er blevet godkendt/har fået tildelt midler til forundersøgelser, gennemførelse eller som er gennemført ved udgangen af juni 2003.

Amt	Forundersøgelse		Gennemførelse		Gennemført	
	ha	antal	ha	antal	ha	antal
Bornholm	0	0	0	0	0	0
Frederiksborg	281	3	0	0	0	0
Fyn	1010	7	798	12	137	4
København	0	0	27	1	0	0
Nordjylland	240	2	1062	4	0	0
Ribe	14	1	289	3	0	0
Ringkøbing	736	8	0	0	94	2
Roskilde	40	1	0	0	0	0
Storstrøm	190	1	188	3	0	0
Sønderjylland	501	8	547	7	310	3
Vejle	447	7	590	8	133	3
Vestsjælland	1052	5	134	1	0	0
Viborg	1795	4	108	2	0	0
Århus	2042	6	185	3	263	2
I alt	8384	53	3905	44	936	14

A.5 Historisk udvikling

Som nævnt indledningsvis er den oprindelige målsætning om retablering af 16.000 ha nu nedjusteret til 8-12.500 ha. Samtidig er den forventede kvælstoffjernelse fra 5600 til 3600 tons N pr. år. Amternes egne oplysninger om forventet årlig kvælstoffjernelse i de igangsatte retableringsprojekter er i gennemsnit på 269 kg N ha⁻¹, dvs. i den lave ende af det interval på 200-500 kg N ha⁻¹ som Danmarks Miljøundersøgelser vurderede forud for vedtagelsen af VMP II og ved midtvejsevalueringen i 2001.

Aftalen om retablering af vådområder blev indgået i 1998, og effekter af dette tiltag kan derfor i fuldt omfang henregnes til perioden efter basisåret.

A.6 Fremtid

Et groft skøn over effekten af retablering af vådområder for drivhusgasbalancen kan angives for den allerede gennemførte del af dette tiltag, og for fuld implementering af tiltaget. I denne sammenhæng betragtes hele arealet som lavbundslande, dvs. der ses bort fra at en del af det samlede areal udgøres af søer. Med den skønnede gennemsnitlige binding af CO₂-ækvivalenter på knap 8900 kg ha⁻¹ år⁻¹ svarer det nuværende omfang af retableringen på 936 ha (tabel A.4) til en binding på 8310 tons CO₂-ækv år⁻¹, mens fuld implementering af retablering af 8-12.500 ha ville give en binding af 70-110 kt CO₂-ækv år⁻¹, et interval der svarer til

4-7 promille af Danmarks reduktionsforpligtelse på 16 Mt CO₂-ækv år⁻¹ (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

A.7 Økonomiske konsekvenser

Baseret på amternes egne oplysninger har Jacobsen (2003) beregnet en pris på kvælstoffjernelse via retablering af vådområder på lidt under 7 kr pr. kg kvælstof. Omkostningerne omfatter forundersøgelse, erstatning til lodsejere og selve retableringen, men ikke efterfølgende vedligeholdelse.

Sammenholdes amternes skøn over kvælstoffjernelsen på 269 kg N ha⁻¹ med den beregnede pris på 7 kr pr. kg kvælstof, så kan en arealpris på 1883 kr ha⁻¹ fastsættes. Dermed er det muligt at sætte en pris på den fjernelse af CO₂-ækvivalenter (se tabel A.3). Hvis den skønnede gennemsnitsreduktion af drivhusgasudledninger fra retablerede vådområder er troværdig, så vil prisen for at fjerne CO₂-ækvivalenter via dette tiltag være 212 kr t⁻¹ CO₂.

Fjernelsen af kvælstof før recipienten kan have positive afledte miljøeffekter pga. en mindre belastning af vandmiljøet. Disse effekter er ikke søgt indregnet, men ville i givet fald bidrage positivt til omkostningseffektiviteten.

Notatet er skrevet på baggrund af værdifulde diskussioner med og inputs fra følgende personer: Per Ambus, Forskningscenter Risø; Katrine Fabricius, Skov- og Naturstyrelsen; Carl Chr. Hoffmann og Gitte Blicher Mathiesen, Danmarks Miljøundersøgelser; Brian Jakobsen, Fødevareøkonomisk Institut; og Jørgen E. Olesen og Svend Elsnab Olesen, Danmarks JordbrugsForskning.

A.8 Referencer

- Abril, G. & Iversen, N., 2002. Methane dynamics in a shallow non-tidal estuary (Randers Fjord, Denmark). Mar. Ecol. Progr. Ser. 230, 171-181.
- Ambus, P., 1998. Nitrous oxide production by denitrification and nitrification in temperate forest, grassland and agricultural soils. Eur. J. Soil Sci. 49, 495-502.
- Ambus, P. & Christensen S., 1995. Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-, grassland-, and agroecosystems. J. Environ. Qual. 24, 993-1001.
- Armentano, T.V. & Menges, E.S., 1986. Patterns and change in the carbon balance of organic soils – wetlands of the temperate zone. J. Ecol. 74, 755-774.
- Augustin 2001. Norddeutsche Niedermoore as Quelle relevanter Spurengase. I: Succhow, M. & Joosten, H. (red.) Landschaftsökologische Moorkunde. 2nd edn., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, s. 28-38.
- Blicher-Mathiesen, G. & Hoffmann, C.C., 1999. Denitrification as a sink for dissolved nitrous oxide in a freshwater riparian fen. J. Environ. Qual. 28, 257-262.

- Dzyuban, A.N., 2002. Intensity of the microbiological processes of the methane cycle in different types of Baltic lakes. *Microbiol.* 71, 98-104.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. p. 7-21. In: Andreae, M.O. & Schimel, D.S. (red.) *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere.* J. Wiley & Sons Ltd., New York.
- Freeman, C., Lock, M.A., Hughes, S. & Reynolds, B., 1997. Nitrous oxide emissions and the use of wetlands for water quality amelioration. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2438-2440.
- Garcia-Ruiz, R., Pattinson, S.N. & Whetton, B.A., 1998. Denitrification and nitrous oxide production in sediments of the Wiske, a lowland eutrophic river. *Sci. Total Environ.* 210, 307-320.
- Gorham, E., 1991. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* (1991), 182-195.
- Groffman, P., Gold, A.J. & Jacinthe, P.-A., 1998. Nitrous oxide production in riparian zones and groundwater. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 52, 179-186.
- Hill, A.R., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.* 25, 743-755.
- Hill, A.R., Devito, K.J., Campagnolo, S. & Sanmugadas, K., 2000. Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon. *Biogeochem.* 51, 193-223.
- Hoffmann, C.C. et al., 2002. Overvågning af effekten af retablerede vådområder. Teknisk anvisning fra DMU nr. 19, 2. udg., 113 s.
- Jacinthe, P.A., Groffman, P.M., Gold, A.J. & Mosier A., 1998. Patchiness in microbial nitrogen transformations in groundwater in a riparian forest. *J. Environ. Qual.* 27, 156-164.
- Jacobsen, B., 2003. Etablering af vådområder under Vandmiljøplan II. Fødevareøkonomisk Institut. Internt notat udarbejdet i forbindelse med slutevalueringen af VMPII.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J., 1993a. The effect of changing water table on methane fluxes at two Finnish mire sites. *Suo* 43, 237-240.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J., 1993b. Effect of lowered water table on nitrous oxide emission from Northern peatlands. *Nature* 366, 51-53.
- Merbach, W., Augustin, J., Kalettka, T. & Jacob, H.J., 1996. Nitrous oxide and methane emissions from riparian areas of ponded depressions of Northeast Germany. *Angew. Bot.* 70, 134-136.
- Miljø- og Energiministeriet, 2000. Klima 2012. Status og perspektiver for dansk klimapolitik.
- Moore, T.R. & Knowles, R., 1989. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Can. J. Soil Sci.* 69, 33-38.
- Naturrådet, 2000. Vådområdestrategien under Vandmiljøplan II – konsekvenser og muligheder for naturen. Arbejdsrapport nr. 1, 109 s.
- Nykänen, H., Alm, J., Läng, K., Silvola, J. & Martikainen, P.J., 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *J. Biogeogr.* 22, 351-357.
- Pedersen 1978. Tørvelagets sammensynkning og mineralisering i Store Vildmose. *Tidsskr. Planteavl* 82, 509-520.

- Priemé, A. & Christensen, S., 1991. Emission of methane and non-methane volatile organic compounds in Denmark. NERI Technical Report No. 19, 1991.
- Renger, M., Wessolek, G., Schwärzel, K., Sauerbrey, R. & Siewert, C., 2002. Aspects of peat conservation and water management. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 487-493.
- Skov- og Naturstyrelsen (2000) Genopretning af vådområder. 2. Hydrologi, stofomsætning og opmåling. Skov- og Naturstyrelsen, 33 s.
- Thøgersen, F., 1942. Danmarks Moser; beretning om Hedeselskabets systematiske Eng- og Moseundersøgelser. Carlo Mortensens Bogtrykkeri, Viborg. 170 s.
- Utsumi, M., Nojiri, Y., Nakamura, T., Nozawa, T., Otsuki, A. & Seki, H., 1998. Oxidation of dissolved methane in a eutrophic, Shallow lake: Lake Kasumigaura, Japan. Limnol. Oceanogr. 43, 471-480.
- Zdruli, P., Eswaran, H. & Kimble, J., 1995. Organic-carbon content and rates of sequestration in soils of Albania. Soil Sci. Soc. Am. J. 59, 1684-1687.
- Zeitz, J. & Velly, S., 2002. Soil properties of drained and rewetted fen soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 618-626.

A.9 Bilag - tabelgrundlag

Tabel A.5. Kulstofbalancer for vådområder (negative tal svarer til en kulstofakkumulering).

Lokalitet	Udrænet		Drænet		Reference
	Vandstand (cm under terræn)	Kulstofflux (kg CO ₂ -C ha ⁻¹ år ⁻¹)	Vandstand (cm under terræn)	Kulstofflux (kg CO ₂ -C ha ⁻¹ år ⁻¹)	
Tyskland	Ikke oplyst	-140 til -2250	Ikke oplyst	2900 til 6700	Augustin (2001)
Albanien	Ikke oplyst	-200 til -600	Ikke oplyst		Zdruli et al. (1995)

Tabel A.6. Metanemission ved høj og lav vandstand på forskellige lokaliteter.

Lokalitet	Udrænet		Drænet		Referencer
	Vandstand (cm under terræn)	Metan- emission (mg m ⁻² d ⁻¹)	Vandstand (cm under terræn)	Metan- emission (mg m ⁻² d ⁻¹)	
Wales	0	230	20	35	Freeman et al. (1993)
Finland	5-10	40	10-20	18	Martikainen et al. (1993a)
	0-10	98	0-45	-0,13	Martikainen et al. (1993b)
	10-15	54-94	30-120	0,4-0,7	Nykänen et al. (1995)
Canada	0-10	20-30	50-70	0-3	More & Knowles (1989)
Tyskland	5	121	25	5,8	Merbach et al. (1996)
		2,7-521		-1,4-3,3	Augustin (2001)

Tabel A.7. Lattergasemission ved høj og lav vandstand på forskellige lokaliteter.

Lokalitet	Udrænet		Drænet		Reference
	Vandstand (cm under terræn)	N ₂ O-emission (mg m ⁻² d ⁻¹)	Vandstand (cm under terræn)	N ₂ O-emission (mg m ⁻² d ⁻¹)	
Wales	0	0,11	20	1,14	Freeman et al. (1993)
Finland	0-30	<0,1	20-40	<0,1	Martikainen et al. (1993b)
	5-40	<0,1	40-50	0,2-0,8	
	0-10	<0,1	20-60	0,3-2,5	
	10-15	0,08	30-120	3,4-3,9	
Tyskland		0-0,34		0,13-11,6	Nykänen et al. (1995) Augustin (2001)

B. Drivhusgasudledninger fra håndtering af husdyrgødning

Martin Nørregaard Hansen¹, Søren O. Petersen², Sven G. Sommer¹ & Willem A.H. Asman²

¹ Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsteknik

² Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

B.1 Sammendrag

De primære kilder til drivhusgasemission fra husdyrproduktionen er metan fra husdyrenes fordøjelsessystem samt metan og lattergas fra husdyrgødningen. Emissionen af drivhusgasser fra husdyrproduktionen opgøres ved hjælp af formler der indrager en række faktorer, herunder emissionsfaktorer for forskellige husdyrkategorier og systemer til håndtering og lagring af husdyrgødning.

Her gennemgås de emissionsfaktorer der aktuelt benyttes i den danske opgørelse af drivhusgasemissioner fra husdyrproduktionen, og faktorerne diskuteres med henvisning til nyere forskningsresultater. Endvidere vurderes effekten på metan- og lattergasemission af ændringer af staldsystemer og teknologi til håndtering af husdyrgødning.

Der er gennemført relativt få undersøgelser af drivhusgasemissioner fra forskellige staldsystemer og systemer til håndtering af husdyrgødning, og de eksperimentelle data er behæftet med stor usikkerhed på grund af måletekniske problemer såvel som stor naturlig variation. På baggrund af den tilgængelige litteratur vurderes det at:

- metanemissionen fra fast gødning er meget afhængig af beluftningsgraden, og det kan være relevant at skelne mellem komposterende og ikke-komposterende gødning.
- IPCC's emissionsfaktor for metan fra stalde kan være for lav.
- den aktuelt estimerede metanemission fra lagret gylle kan være for lav.
- IPCC's emissionsfaktor for lattergasemission fra fast kvæggødning på 2% kan være for høj.
- IPCC's emissionsfaktor for lattergas fra gylle på 0,1% overestimerer formentligt emissionstabet af lattergas fra gyllelagre. Emissionsfaktoren for gyllelagre med naturligt flydelag kan dog svare til IPCC's emissionsfaktor.
- lattergasemissionsfaktoren på 2% for svinedybstrøelse kan være for lav.
- lattergasemissionsfaktoren for fjerkræ på dybstrøelse kan være for lav.

Strukturudviklingen fører til færre staldsystemer med fast staldgødning og ajle og flere med gylle. Andelen af stalde med dybstrøelse synes at være stabiliseret på et niveau omkring 25%. Det kan bidrage til at reducere emissionen af lattergas, men kan øge emissionen af metan. Desuden kan en række tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen som en sideeffekt føre til lavere drivhusgasemissioner, for lattergas dog kun i det omfang det mindskede ammoniaktab reducerer det samlede forbrug af kvælstof.

Reduktionen af ammoniakfordampningen som følge af nye teknologiske tiltag til begrænsning af ammoniakfordampningen fra stald og lager, herunder køling, hyppigere udsugning af gylle til lager samt etablering af flydelag og fast overdækning på gyllebeholdere, skønnes at kunne give en reduktion af den indirekte lattergasemission svarende til ca. 26 kt CO₂-ækv år⁻¹ i 2010. Indførsel af de nye tiltag skønnes endvidere at reducere metanemissionen med i størrelsesordenen 65 kt CO₂-ækv år⁻¹ i 2010. Effekten på den direkte emission af lattergas er usikker. De samfundsmæssige omkostninger ved de nye teknologiske tiltag modsvares således af en reduktion i emissionen af både ammoniak og metan. De skitserede effekter er dog på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt godt dokumenteret til at kunne indregnes som en del af Danmarks Kyoto-forpligtelse.

B.2 Drivhusgasemission fra husdyrgødning

Miljøministeriet har opgjort landbrugets udledning af drivhusgasser til 17% af den samlede udledning af drivhusgasser i Danmark (Rasmussen og Aarø-Hansen, 2003). Husdyrgødning bidrager med godt en femtedel til landbrugets udledninger af drivhusgasser (Fenhann 1999; Olesen et al. 2001).

Husdyr, specielt drøvtyggere, producerer betydelige mængder metan i forbindelse med deres fordøjelse af organisk stof. Husdyr udskiller også faeces og urin, der indeholder organisk stof og opløste næringsstoffer. Disse stoffers omsætning i stald og under lagring, eventuelt iblandet strøelse, kan give anledning til gasformige tab af bl.a. metan og lattergas, hvis 'drivhuseffekt' er hhv. 21 og 310 gange højere end effekten af CO₂ (IPCC, 2001). Ammoniak er også vigtig i forbindelse med drivhusgasregnskabet, idet ammoniak er en indirekte kilde til lattergasproduktion (IPPC, 1997).

De vigtigste betingelser for produktion og forbrug af metan og lattergas er vist i tabel B.1. Metan dannes under strengt iltfrie forhold. Et forbrug af metan kan ske gennem mikrobiel oxidation, men betydningen af denne proces er endnu sparsomt belyst. Lattergas produceres ved flere mikrobielle processer; fælles for dem er, at dannelsen af lattergas stimuleres under iltfattige, men ikke helt iltfrie forhold, men også andre faktorer kan fremprovokere lattergasdannelse. En række forhold bestemmer, hvorvidt metan og lattergas fra husdyrgødning slipper ud i atmosfæren. Blandt disse er beluftningen (luftskiftet og dermed iltforsyningen) formentlig en central parameter (afsnit B.3).

Tabel B.1. Oversigt over betingelser som fremmer produktion og forbrug af metan og lattergas.

Proces	Betingelser som fremmer proces	Kilder
Metanproduktion	Iltfrit, nitratfrit, neutralt pH	Gylle, kompakt fast gødning
Metanforbrug	Iltet miljø	Flydelag
Lattergasproduktion	Iltfattigt, nitrit, lavt pH	Flydelag, fast gødning
Lattergasforbrug	Iltfrit, nitratbegrænsning	Iltfrie dele af gødning

Den danske opgørelse af metan- og lattergasemissioner fra landbruget følger IPCC's metodik, som er baseret på aktivitetsdata (antal, mængder af dyr) og emissionsfaktorer. En del af aktivitetstallene stammer fra nationale opgørelser og statistikker, mens de fleste emissionsfaktorer er baseret på IPCC's default-metode. Dette afsnit beskriver de emissionsfaktorer der indgår i den danske opgørelse af emissionstabet fra husdyrgødning i stald og lager. Emissionsfaktorerne diskuteres ud fra danske og udenlandske eksperimentelle resultater, og effekter af nyere teknologi til håndtering af husdyrgødning diskuteres.

Emission af drivhusgasser opgøres i litteraturen i vidt forskellige enheder. Emissionen fra staldsystemer opgøres i emission pr. DE, emission pr. dyr, emission pr. kg dyr, emission pr. stiplads etc, mens emissioner fra lagre af husdyrgødning typisk opgøres i emission pr. volumen af husdyrgødning, emission pr. overfladeareal, emission pr. indhold af organisk tørstof (VS), eller emission pr. mængde udskilt kvælstof. For at lette sammenligningen mellem de forskellige undersøgelser har vi forsøgt at omregne emissionsfaktorer fra forskellige undersøgelser til de enheder der benyttes i IPCC opgørelsen, hvilket for metan er $\text{kg CH}_4 \text{ dyr}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og for lattergas er % af udskilt kvælstof i de forskellige lagringsskategorier. Der skelnes mellem dyr i forskellige vægtklasser/aldersklasser ved beregningen af aktivitetsdata.

B.2.1 IPCC's emissionsfaktorer

Emissionerne af drivhusgasser fra dansk landbrug er opgjort på grundlag af IPCC's retningslinier for nationale drivhusgasopgørelser. IPCC's *default*-metode opererer med forskellige kategorier af lagringsbetingelser for hhv. fast og flydende husdyrgødning, hvor der primært skelnes mellem lagringstid og klimatiske forhold. Emissioner fra husdyrgødning i stalde er kun specificeret for gylle som opbevares under spaltegulv i mere end en måned. Emissionsfaktorerne for metan fra dyr og husdyrgødning er vist i tabel B.2. Desuden vises de danske emissionsfaktorer for husdyrgødning specificeret på de mest almindelige staldsystemer.

Tabel B.2. Metanemission (kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹) fra husdyr og husdyrgødning beregnes for Danmark på grundlag af antal kategorier, hvoraf de vigtigste er vist i tabellen, samt emissionsfaktorer (EF), som er baseret på IPCC's standardværdier. For husdyrgødning vises IPCC's tabelværdier samt de danske EF for de mest udbredte staldsystemer som producerer hhv. fast gødning+ajle, gylle og dybstrøelse. Kilde: Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Systemanalyse.

	Fordøjelsessystemet	Husdyrgødning			
		IPCC	Fast gødning +ajle	Gylle	Dybstrøelse
	kg CH ₄ dyr ⁻¹ år ⁻¹	kg CH ₄ dyr ⁻¹ år ⁻¹			
Malkekvæg, st.race	119,7	14	2,51 ¹⁾	22,5 ³⁾	2,76
Opdræt, st. race ⁸⁾	33,3	6	0,35	2,81	0,41
Slagtekalve, st.race ⁸⁾	8,2	6	0,51	3,49	0,61
Ammekøer	67,0	6	1,09	-	1,11
Søer, incl. smågrise til 7,2 kg	2,5	3	0,77 ²⁾	7,12 ⁴⁾	0,84
Smågrise, 7,2 til 30 kg (per stiplads)	0,1	3	0,12 ²⁾	1,56 ⁵⁾	0,12
Slagtesvin, >30 kg (per stiplads)	0,4	3	0,42 ²⁾	4,03 ⁶⁾	0,42
Slagtekyllinger (per 100 pladser)	-	7,8	-	-	1,42
Høns (per 100 årshøner)	-	7,8	-	14,26 ⁷⁾	2,14
Mink	-	i.b.	0,07	0,74	-
Heste	29,3	1,39	-	-	2,09
Får	17,2	0,19 ¹⁰⁾	-	-	0,32 ⁹⁾
Geder	13,2	0,12 ¹⁰⁾	-	-	0,26 ⁹⁾

1) Bindestald m. grebning; 2) Fast gulv; 3) Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg; 4) Delvist spaltegulv;

5) Toklimastald m. delvist spaltegulv; 6) Fuldspaltegulv; 7) Burhøns; 8) Antaget at kalve <½år går på dybstrøelse;

9) incl. afkom, 10) excl. afkom.

I tabel B.2 er metanemissionerne angivet pr. dyr. Det skal bemærkes at dette kun for malkekøer er det samme som en dyreenhed (DE)².

Emissionen af lattergas fra husdyrgødning beregnes som en andel af udskilt kvælstof. Mængden af udskilt kvælstof afhænger af antallet og arten af dyr. Emissionen afhænger desuden af gødningshåndteringen, dvs. om der produceres fast gødning + ajle, gylle eller dybstrøelse. Tabel B.3 viser de benyttede emissionsfaktorer for forskellige former for opbevaring.

I de følgende afsnit sammenlignes de officielle emissionsfaktorer med eksperimentelle data. Det er her nødvendigt at skelne mellem bidraget fra stald og lager, da der er tale om to separate kilder.

² Begrebet dyreenheder (DE) svarer til begrebet Livestock units (LU), som oprindeligt var det antal dyr af en dyrekategori, der producerede en gødningsproduktion svarende til en malkeko. I Danmark er en dyreenhed i dag defineret, som det antal dyr der producerer 100 kg kvælstof efter lager, mens en dyreenhed i udenlandske undersøgelser ofte defineres som 500 kg dyr (levende vægt).

Tabel B.3. Kategorier vedr. lagring af husdyrgødning samt de anbefalede emissionsfaktorer for lattergas.

Husdyrgødningshåndteringssystem	Emissionsfaktor	
	N ₂ O-N i % af N udskilt	
	Benyttet gennemsnit	Variation
Laguner	0,1	< 0,2
Gyllelagre	0,1	< 0,1
Udbragt dagligt	0	Ikke opgivet
Lagre med fast staldgødning/dybstrøelse	2	0,5 – 3
Afsat under afgræsning	2	0,5 – 3
Andre	0,5	Ikke opgivet

B.2.2 Eksperimentelle resultater vedrørende metan

Stalde

Der findes meget få eksperimentelle data til at verificere metanemissionsfaktorer for danske forhold. I en dybstrøelsesstald med kvier fandt Henriksen et al. (2000), at metanfluxen udgjorde i størrelsesordenen 10% (5-15%) af kulstoffluxen fra dybstrøelsesmåtten. En del af metanemissionen kan her tilskrives omsætningen af halm. Der var imidlertid tale om kort-tidsmålinger med statiske kamre, hvilket vanskeliggør en ekstrapolation til hele forsøgsperioden på grundlag af en massebalance; bl.a. blev der ikke korrigeret for opløst CO₂ (pH var >8), den vertikale fordeling af CO₂- og metanproduktion var forskellig, og der var tale om et system med konvektiv transport (se senere), faktorer der alle kan have påvirket forholdet mellem metan og CO₂.

For kvæg er der ikke grundlag for at skelne mellem staldsystemer med fast gødning+ajle og med gylle mht. metanemission, hvilket kan skyldes at hovedparten af metanemissionen stammer fra dyrenes fordøjelse. Amon et al. (2001) fandt emissioner på samme niveau, knap 200 g CH₄ dyr⁻¹ d⁻¹ svarende til 70 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹, fra en kvægbindestald med gylle og fra en bindestald med fast gødning. Det er målt at ca. 25% kommer fra gødningen, som opbevares i og under stalden (Monteny et al., 2001). I andre undersøgelser refereret af Jungbluth et al. (2001) udgjorde den årlige metanemission fra kvægstalde mellem 97 og 142 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹, hvilket omtrentligt svarer til den estimerede metanemission fra malkekøers fordøjelse og husdyrgødning under lagring (tabel B.2). Nyere undersøgelser fra løsdriftstalde (loose housing systems) eller sengebåsestalde (cubicle housings) viser større emisisoner, variende fra 270 til 550 kg CH₄ dyr⁻¹ år (Seipelt et al., 1999; Huis in't Veld og Monteny, 2003). Baggrunden for forskellene er ikke kendt.

I svine- og fjerkræstalde er husdyrgødningen den vigtigste kilde til metan (Monteny et al, 2001). Der foreligger ingen relevante danske undersøgelser af metanemission fra svine- eller fjerkræstalde. Derimod er der flere udenlandske undersøgelser af metanproduktionen fra svinestalde. Gallmann et al. (2003) undersøgte metanproduktionen fra slagtesvin fra forskellige

staldsystemer. Under antagelse af en gennemsnitlig vægt pr. dyr på 60 kg fandt de, at metanproduktionen fra slagtesvin i fuldspaltestalde udgjorde mellem 3,0 og 5,9 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹, mens metanproduktionen fra slagtesvin på delvis spaltegulv med naturlig ventilation udgjorde mellem 0,8 og 1,6 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹. Disse resultater er på niveau med de anvendte emissionsfaktorer for slagtesvin (tabel B.2). En effekt af staldsystemets indretning blev også beskrevet af Godbout et al (2003), som i en foreløbig opgørelse fandt at metanemissionen for slagtesvin på fuldspaltegulv udgjorde 9,4 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹, mens emissionen fra slagtesvin på delvis spaltegulv kun udgjorde 5,3 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹. De foreslog at den lavere emission fra det delvise spaltegulv skyldtes en mindre kontaktflade mellem gylle og luft.

Guarino et al. (2003) undersøgte gyllehåndteringens indflydelse på metanemissionen fra slagtesvin. De fandt at den gennemsnitlige metanemission for slagtesvinestalde med gyllelager under spaltegulvet udgjorde 15,7 kg CH₄ stiplads⁻¹ år⁻¹, svarende til 4,1 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹, mens metanemissionen for slagtesvinestalde med et vacuumssystem til hyppig udslusning af gyllen udgjorde 3,5 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹. Hyppig udslusning reducerede således metanemissionen fra stalden med ca. 15%.

Resultaterne af de ovennævnte undersøgelser viser at staldsystemets udforming kan have betydelig indflydelse på metanemissionen. I tabel B.2 angives metanemissionen fra slagtesvin på fuldspaltegulv til 0,4 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹ (fordøjelsessystem - fjerter og bøvser), hhv. 4,03 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹ (gylle). Emissionen fra stalden udgøres af emissionen fra dyrene samt en variabel del af emissionen fra gødningen og skulle således ligge mellem 0,4 og 4,43 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹. De eksperimentelt bestemte EF er altså i flere tilfælde højere end dette interval, specielt i betragtning af at tab fra udendørs lager ikke er inkluderet i de eksperimentelle undersøgelser.

Metanemissionen fra fjerkræstalder omtales af Jungbluth et al. (2001). De refererede meget variable og usikre metanemissioner fra æglæggende høns på dybstrøelse på mellem 0,08 og 0,38 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹, og metanemissioner under detektionsgrænsen for høns i bursystemer. Disse værdier er højere end den der anvendes i den danske opgørelse (se tabel B.2; bemærk at tallet gælder for 100 årshøner).

Gyllelagre

I et aktuelt EU-projekt er der målt metanemissioner fra to lagre med kvæggylle på henholdsvis 5190 og 8470 kg CH₄-C år⁻¹, svarende til henholdsvis 49 og 83 kg CH₄-C dyr⁻¹ år⁻¹ (Amon et al., 2003). Lavere værdier blev målt i en dansk undersøgelse, hvor emissionen af metan kun udgjorde 15,5 kg CH₄-C dyr⁻¹ år⁻¹ (Husted et al. 1994). Metanemissionen fra en lagune med kvæggylle i New Zealand udgjorde 0-0,6 g CH₄-C kg VS⁻¹ h⁻¹, svarende til mellem 0 og 1070 kg CH₄-C dyr⁻¹ år⁻¹ (Khan et al. 1997)³. Nicholson et al. (2002) refererede en undersøgelse, der opgjorde metanemissionen fra lagret gylle til 9,1 kg m⁻³ år⁻¹, svarende til 196

³ Omregnet vha. følgende sammenhæng: 21,6 t gødning/(ko*år) * 1 ko/DE * 103 kg DM/ton gødning * 0,8 kg VS/kg DM = 1780 kg VS/år/DE.

kg CH₄-C dyr⁻¹ år⁻¹. I en dansk undersøgelse af drivhusgasemissionen fra lagre med kvæggylle udgjorde metanemissionen mellem 0 og 0,7 g CH₄-C m⁻³ h⁻¹, svarende til 0-132 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹ (Sommer et al., 2000). Metanemissionen var i denne undersøgelse størst fra lagre uden flydelag, og den var positivt korreleret med temperaturen. Koncentrationen af metanogene bakterier kan være begrænsende for metanproduktionen i den første del af lagringsperioden (Zeeman, 1994).

De ovennævnte undersøgelser dokumenterer en betydelig variation mht. metanemissionen. Generelt synes der dog at være en tendens til at de målte emissioner er højere end den fastsatte emissionsfaktor for lagre af kvæggødning (tabel B.2). En del af variationen kan skyldes temperaturrens store indflydelse på de mikrobielle processer i lageret og dermed også på emissionen af drivhusgasser. Khan et al. (1997) og Sommer et al. (2000) fandt at metanemissionen var eksponentielt relateret til gyllens temperatur, mens Amon et al. (2003) fandt at den var lineært relateret til lufttemperaturen. Disse uoverensstemmelser viser, at der er et behov for flere undersøgelser af temperaturrens indflydelse på metanemission fra lagre af husdyrgødning under realistiske forhold.

Hüther (1999) fandt at CH₄ og N₂O emissionen fra gylle var væsentligt lavere ved højere NH₃-koncentrationer i gyllen og konkluderede at NH₃ virker hæmmende på metandannelsen. Koncentrationen af fri ammoniak afhænger af gyllens pH og NH₄⁺-indhold. Hüther (1999) gennemførte eksperimenter med forskellige afdækninger af gyllebeholderen og konkluderede CH₄, N₂O og NH₃ emissionen var reduceret ved anvendelse af PVC-folie som afdækning.

Lagre med fast gødning og dybstrøelse

Lagre med fast gødning kan have meget forskellige omsætningsforløb afhængigt af gødningsgens egenskaber, mængden af iblandet strøelse og opbevaringsbetingelserne. Hvis gødningen ikke er for kompakt, kan gødningen kompostere, dvs. varme fra nedbrydningsprocesser i gødningen opvarmer de indre dele til >50°C i en periode, hvilket forstærker luftskiftet. Idet metanproduktion er afhængig af iltfrie forhold i gødningen, kan en øget iltforsyning til lagre med fast husdyrgødning begrænse metanemissionen. Amon et al. (2001) viste således at forøget beluftning af lagre med fast husdyrgødning gennem gentagne vendinger reducerede metanemissionen fra 1,5 kg ton⁻¹ til 0,2 kg ton⁻¹, svarende til henholdsvis 15 og 2 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹. Der findes flere undersøgelser af metan- og lattergasemission fra lagre med fast staldgødning, men mange eksperimentelle data er baseret på kammerteknikker som formentlig underestimerer emissionen. Det skyldes at kammerteknikker forudsætter at diffusion, og ikke konvektionstransport, er den dominerende transportmekanisme for gasstrømme fra lageret. Men varmeudvikling som følge af kompostering vil medføre konvektionstransport af gasser. Resultaterne fra undersøgelser, hvor kammerteknikken er benyttet, kan derfor primært anvendes til at vurdere effekter af forskellige håndteringsmetoder. For eksempel har Sommer

⁴ Følgende omregning mellem enheden kg/ton og enheden kg/DE: 1,5 kg/ton * 9,9 t gødning/(ko*år) * 1 ko/DE = 14,8 kg CH₄/DE/år.

(2001) og Amon et al. (1997) fundet højere metanemission fra gødning som er kompakt, dvs. har en stor vægtfylde, formentlig fordi den kompakte gødning har et lavere luftskifte og dermed en større udbredelse af iltfrie forhold som fremmer metanproduktionen. Omvendt fandt Webb et al. (2001) lavere metanemission fra kompakte anaerobe lagre, hvilket de forklarede med lavere temperatur i det anaerobe lager.

Husdyrgødningen indeholder et veldefineret potentiale for metandannelse, hvoraf kun en mindre del bliver realiseret under lagringen, defineret ved den såkaldte MCF (*methane conversion factor*). Amon (1998) fandt således at MCF for et lager med komposterende fast kvæggødning udgjorde 0,4%, mens tabet fra ikke-komposterende kvæggødning svarede til en MCF på 3,9%. Den danske opgørelse opererer med MCF-værdier for fast gødning og gylle på henholdsvis 1 og 10% (Gyldenkerne et al., 2004). Amon's (1998) resultater indikerer dermed at ikke-komposterende gødning er delvist anaerob og dermed beregningsmæssigt med fordel kan håndteres som en særskilt kategori.

For ikke-komposterende lagre med fast husdyrgødning er omsætningen og dermed emissionen af metan stærkt afhængig af omgivelsernes temperatur. Amon et al. (1998) fandt følgende empiriske sammenhæng mellem temperatur og metanemission fra lagre af ikke-komposterende kvæggødning:

$$\text{Metanemission (g CH}_4 \text{ ton}^{-1} \text{ time}^{-1}) = 0,0286 \times \exp(0,0834 \times T)$$

hvor T er lufttemperaturen ($^{\circ}\text{C}$).

B.2.3 Eksperimentelle resultater vedrørende lattergas

Stalde

Husdyrs fordøjelse giver ikke anledning til væsentlige emissioner af lattergas, så emissioner af lattergas fra stalde stammer primært fra husdyrgødningen. Koncentrationen af lattergas i udgangsluften fra staldsystemer er generelt lav og tæt på detektionsgrænsen, hvilket giver en betydelig usikkerhed på bestemmelsen af lattergasemissionen fra staldsystemer.

Jungbluth et al. (2001) refererede en række undersøgelser af lattergasemissioner fra forskellige typer af kvægstalde. De viste gennemsnitlige emissioner på 0,14-2 g $\text{N}_2\text{O DE}^{-1} \text{ dag}^{-1}$. Hvis det antages at en dyreenhed (DE) udskiller 100 kg N år^{-1} , så svarer det til at mellem 0,05 og 0,7% af det udskilte kvælstof blev udledt som lattergas.

En enkelt dansk undersøgelse fandt at emissionen af lattergas fra dybstrøelsesmåtten i en kvægstald var meget lav (Rom og Henriksen, 2000). Årsagen kan være at dybstrøelsesmåtten var meget kompakt pga. dyrenes færdsel, hvilket vil medføre at den nederste del af måtten stort set er iltfri. Ilt er en forudsætning for lattergasdannelse via nitrifikation og denitrifikation. Dette blev bekræftet af laboratoriemålinger, som heller ikke viste lattergasemission fra en dybstrøelsesmåtte (Henriksen et al., 2000).

Italienske undersøgelser af gyllebaserede svinestalde viste en lattergasemissionen fra slagtesvin på fuldspaltegulv på 0,17 kg N₂O DE⁻¹ år⁻¹ (Guarino et al., 2003). Med en udskillelse af 100 kg N pr. DE pr. år svarer dette tab til at 0,1 % af udskilt kvælstof blev tabt som lattergas. Andre undersøgelser af lattergasemission fra produktion af slagtesvin på fuldspaltegulv har vist emissionsfaktorer på 0,1-0,8% af udskilt N (Jungbluth et al., 2001)⁵.

For svin er der i Holland gennemført undersøgelser af dybstrøelsesstalde (Groenestein og Van Faassen 1996, Groenestein et al. 1993; Thelosen et al. 1993). Her blev dybstrøelsen imidlertid vendt mekanisk for at fremme nitrifikation og denitrifikation, og resultaterne kan derfor ikke umiddelbart overføres til ubehandlet dybstrøelse. Svin roder dog – i modsætning til kvæg – op i dybstrøelsesmåtten, og potentialet for nitrifikation og efterfølgende denitrifikation vurderes derfor at være højere end i dybstrøelsesmåtter fra kvægstalde. Jungbluth et al. (2001) refererede lattergasemissioner fra dybstrøelsesbaserede svinestalde der svarede til mellem 3 og 18% af udskilt kvælstof; de højeste værdier blev observeret, hvor der skete en mekanisk vending af dybstrøelsen.

De refererede undersøgelser indikerer at lattergasemissionen fra dybstrøelsesstalde (svin) er en faktor 10 til 20 højere end fra gyllebaserede svinestalde.

Gyllelagre

Der er ingen lattergasproduktion i gylle, idet gylle er karakteriseret ved stort set anaerobe forhold. Hvis lageret har et porøst flydelag, kan der dog her opstå et miljø med vekslende aerobe og anaerobe forhold, hvor nitrifikation og denitrifikation kan forekomme og under rette klimatiske betingelser give anledning til lattergasemission.

Sommer et al. (2000) fandt ingen lattergasemission under vinterlagring af kvæggylle og biogasgylle, men under sommerlagring blev der opbygget et potentiale for lattergasproduktion, specielt i et naturligt flydelag. Der var en negativ sammenhæng mellem vandbalancen (nedbør ÷ fordampning) og lattergasemissionen, som varierede mellem 0 og 25 mg N₂O-N m⁻² time⁻¹. Intervallets øvre grænse, som kun blev nået kortvarigt i en varm og tør periode, ville på årsbasis give et tab af N via lattergasemission på 0,8% af det tilførte kvælstof. Ross et al. (1999) fandt under vinterforhold, at lattergasemissionen fra et gyllelager med og uden flydelag udgjorde henholdsvis 0,35 og 0,30 mg N₂O-N m⁻² time⁻¹, svarende til et lattergastab på omkring 0,035% af det tilførte kvælstof. Til sammenligning er IPCC's emissionsfaktor for denne lagringsmetode på 0,1% (tabel 3).

Ross et al. (1999) fandt tilsvarende i laboratorieundersøgelser, at et flydelag af halm øgede lattergasemissionen med 42%. Flydelaget i et storskala-eksperiment i en vinterperiode gav ingen forøgelse af lattergasemissionen, i overensstemmelse med Sommer et al. (2000).

⁵ Følgende omregning er udført: kg N₂O emission/(stiplads*år) * 0,263 stiplads/slagtesvin * 30 slagtesvin/DE * (2*14) kg N₂O-N/(2*14+16) kg N₂O = kg N₂O-N emission/DE /år.

Lagre med fast gødning og dybstrøelse

I lagre med fast husdyrgødning er der et meget heterogent miljø, hvor risikoen for lattergasemission bestemmes af gødningens sammensætning og struktur samt lagringsbetingelserne (beluftning og opfugtning). Sommer (2001) fandt at lattergasemissionen i et porøst kvægdymbstrøelseslager var i størrelsesordenen 0,1% af total N. Petersen et al. (1998) skønnede, at lattergas udgjorde <0,5% af total N i lagret fast kvæg- og svinegødning. Yamulki (2003) har i et igangværende EU-projekt gennemført lagringsforsøg med økologisk og konventionel staldgødning med og uden iblanding af ekstra halm. Tabene af lattergas udgjorde i disse forsøg 0,3-0,7% af total N. Endelig har Amon et al. (1997) rapporteret lattergasemissioner på <1% af total N fra lagret kvæggødning, idet det antages at kvælstofindholdet i kvæggødningen var 10 g N kg⁻¹. Disse referencer peger samstemmende på, at IPCC's emissionsfaktor for lagre med fast staldgødning/dybstrøelse på 0,02 kg N₂O-N pr. kg N tilført, svarende til et tab på 2 % (tabel B.3), er for høj.

B.2.4 Samlede emissioner og usikkerhedsvurdering

Husdyrgødning giver ifølge de nuværende emissionsopgørelser anledning til ca. 4% af den samlede danske udledning af drivhusgasser til atmosfæren, en emission i samme størrelsesorden som emissionen fra dyrenes fordøjelse (tabel B.4). Men i modsætning til emissioner direkte fra dyrene, så er der stor usikkerhed forbundet med emissionerne fra husdyrgødning. Årsagen er dels måleteknisk, dels begrundet i manglende viden om den fysisk-kemiske sammensætning af husdyrgødningen.

Tabel B.4. Kilder til drivhusgasemission fra dansk landbrug (Olesen et al., 2001; Fenhann, 1999).

Kilde	Drivhusgas	1000 t CO ₂ ækv. år ⁻¹	% af total
Husdyr	Metan	2.828	4
Gødningshåndtering, stald og lager	Metan	770	1
Gødningshåndtering, stald og lager	Lattergas	730	1
Udbragt gødning	Lattergas	1095	2
Øvrige kilder i landbruget	Lattergas	6.737	10
Landbruget i alt	Metan, lattergas	12.160	18
Danmark i alt	Metan, lattergas og energiforbrug	70.000	100

På baggrund af ovenstående gennemgang af eksperimentelle undersøgelser vurderes det at:

- metanemissionen fra fast gødning er meget afhængig af beluftningsgraden. Det kan derfor være relevant at skelne mellem komposterende og ikke-komposterende gødning.

- den aktuelt estimerede metanemission fra lagret gylle kan være for lav, men de eksperimentelt bestemte resultater er behæftet med en betydelig variation. Inddragelse af lokale temperaturforhold gennem modellering kan formentlig øge præcisionen.
- IPCC's emissionsfaktor for metan fra stalde kan være for lav.
- IPCC's emissionsfaktor for lattergasemission fra fast kvæggødning på 2% kan være for høj.
- IPCC's emissionsfaktor for lattergas fra gylle på 0,1% overestimerer formentlig emissionstabet af lattergas fra gyllelagre. Emissionen fra gyllelagre med naturligt flydelag kan dog svare til IPCC's emissionsfaktor.
- lattergasemissionsfaktoren på 2% for svinedybstrøelse kan være for lav.
- lattergasemissionsfaktoren for fjerkræ på dybstrøelse kan være for lav.

Der er behov for flere eksperimentelle data og validerede modeller til beregning af drivhusgasemissionen fra husdyrgødning i stald og lager. For gyllesystemer er det primære fokus at gennemføre målinger med henblik på at validere effekten af ændringer af staldsystemer mht. gyllehåndtering og temperaturregulering, og for lagringssystemer at undersøge effekten af overdækning/flydelag. For fast staldgødning er der et behov for forbedrede målinger under praktiske forhold til bestemmelse af effekten af overdækning, forståelse af omsætningsprocesserne, og udvikling af modeller. Desuden er der et grundlæggende behov for at karakterisere lagre med fast gødning med hensyn til beluftning, temperatur og fysisk-kemiske egenskaber.

B.3 Reduktion af drivhusgasemissioner

B.3.1 Strukturtilpasning

Strukturændringer indenfor landbruget har i væsentlig grad ændret betingelserne for husdyrhold i Danmark. Der er generelt sket en koncentration og automatisering af produktionen som har afledte effekter på håndteringen af husdyrgødning, og dermed på emissionerne af drivhusgasser. Som det fremgår af afsnit B.5 stiger andelen af gødning, der håndteres som gylle, mens systemer med fast staldgødning+ajle er under afvikling. Staldsystemer med dybstrøelse er i de senere år blevet mere almindelige.

Det er i dag et lovkrav at gyllelagre skal være overdækket med et naturligt flydelag, et kunstigt flydelag af halm eller leca, eller en fast overdækning. Kvæggylle indeholder som regel strå fra strøelse og foder, som betyder at de fleste kvægbrug har et naturligt, dækkende flydelag på gyllelageret (COWI, 2000). Svinegylle danner ikke i samme udstrækning et naturligt flydelag. Det forventes at svineproducenter i stigende grad vil etablere fast overdækning over gyllelagre i form af teltkonstruktioner eller flydedug.

Fast gødning er et meget heterogent materiale, hvor metanproduktion og –forbrug, såvel som lattergasproduktion og –forbrug kan forekomme på samme tid. Med lagringsbetingelserne

kan man påvirke forholdet mellem iltkrævende og iltfrie processer, og dermed emissionen af de to gasser.

Der er ikke taget selvstændige initiativer til at reducere emissioner af metan og lattergas fra husdyrgødning. Derimod er der beskrevet en række tekniske løsninger med henblik på at reducere ammoniaktabet fra stalde og lagre, som forventes at have afledte effekter på metan- og lattergasemissionen. Helt principielt handler disse strategier om at påvirke det fysisk-kemiske miljø i en retning som mindsker gasudvekslingen mellem husdyrgødning og atmosfæren. Det kan ske ved at manipulere med temperatur og pH, eller ved at ændre den fysiske kontakt mellem gylle og atmosfære gennem styring af opholdstid, overflade-volumenforhold, eller ved overdækning for at reducere turbulens og luftskifte.

Effekten af strukturudviklingen kan vanskeligt beregnes med den viden, der er til rådighed. Man kan dog antage at afvikling af staldsystemer for kvæg med fast staldgødning og ajle, samt etablering af flere staldsystemer med gylle vil reducere lattergasemissionen, mens det vil have begrænset effekt på metanemissionen. Flere kvægstalde med dybstrøelse kan muligvis føre til øget metanemission, men denne vurdering bygger på foreløbige observationer og bør verificeres.

B.3.2 Teknologiske tiltag

I teknologirapporten (Anonym 2003) er det nævnt at følgende teknologier vil kunne nedbringe emissionen af ammoniak fra stalde væsentligt:

- Forsuring af gylle med svovlsyre
- Reduceret opholdstid i stalden
- Køling af gylle i gyllekanaler i svinestalde
- Luftrensning
- Overdækning af lagre

I det følgende gennemgås disse tiltag og deres forventede effekt på emissioner af metan og lattergas. Reduktionspotentialet beregnes delvist på grundlag af et modelværktøj, som er beskrevet af Sommer et al. (2001) og opdateret af Sommer et al. (2004). Der er tale om foreløbige skøn, for hvilke der er behov for yderligere dokumentation. Et andet tiltag, biogasbehandling af gylle og organisk affald, behandles i appendiks E.

Forsuring af gylle

Der er udviklet et system til forsuring af gylle, som er baseret på dosering af ca. 5 kg svovlsyre pr. ton gylle. Det sænker pH til ca. 5,5 og modvirker derved ammoniakfordampning. Tilsætningen af sulfat åbner mulighed for bakteriel sulfatreduktion (Petersen, 1993; Arogo et al., 2000), men dette undgås ved kraftig beluftning. Beluftningen har en energiomkostning på 0,97 kWh t⁻¹ gylle (Poul Pedersen, pers.medd.), hvilket kan omregnes til en CO₂-pris på 0,70

kg CO₂-ækv t⁻¹⁶. I Teknologigruppens rapport (Anonym, 2003; tabel 4.2) er ammoniaktabet fra stalde angivet til hhv. 7 og 14% af total N i kvæg- og svinestalde, og potentialet for reduktion er opgivet til hhv. 75 og 60%. Hvis det antages at et ton gylle indeholder 5,5 kg N t⁻¹, så kan der opnås en reduktion af drivhusgasemissionen i form af indirekte lattergasemission på 1,4 kg CO₂-ækv t⁻¹ for kvæg, og på 2,3 kg CO₂-ækv t⁻¹ for svin. For begge dyregrupper er der altså en positiv drivhusgasbalance på staldniveau trods energiforbruget til beluftning.

Effekten af gylleforsuring på metanproduktionen under lagring er ikke umiddelbart forudsigelig. Tilsætningen af sulfat via svovlsyre kan føre til sulfatreduktion i gyllelageret, som ikke beluftes. Det kan midlertidigt hæmme metanproduktionen som følge af konkurrence mellem de to processer (Petersen, 1993), men den potentielle reduktion forudsætter en vurdering af gyllens energiindhold i form af nedbrydeligt organisk materiale overfor reduktionskapaciteten i den tilsatte svovlsyre.

Opholdstid i stalden

Profilerede gulve med dræn og skraber kan benyttes til daglig udslusning af gylle fra kvægstalde. Derved bliver gyllen ført fra opbevaring ved en højere temperatur i gyllekanaler til opbevaring ved en lavere temperatur i det udendørs lager. Det giver en reduktion i metanemissionen, da produktionen aftager eksponentielt ved faldende temperatur. Ifølge modellen udviklet af Sommer et al. (2003) kan daglig udslusning reducere metanemissionen under lagring af gylle (gyllekanal+lager) med 48% (fra 0,575 til 0,296 kg CO₂ ækv kg⁻¹ VS [ab dyr]). Effekten af hyppig udslusning af gylle fra stalden blev kvantificeret af Guarino et al. (2003), som fandt at udslusning af gylle hver syvende dag reducerede den samlede metanemission fra stalden med 19%. Effekten i denne undersøgelse var altså væsentligt lavere end beregnet med den danske model, hvilket kan skyldes at udslusning skete med en lavere hyppighed, eller at forskellen mellem inde- og udetemperatur var mindre i Italien, hvor Guarino et al. (2003) gennemførte undersøgelsen.

Vi skønner at det er muligt at reducere metanemissionen fra gylle under kvægstalde med op til 50% gennem daglig udslusning, svarende til en reduktion på 30% af den samlede emission fra gylle i stald og lager.

Afkøling af gylle i svinestalde

Afkøling af gylle kan også bidrage til en reduktion i metanemissionen fra stalde. Afkøling vil formentlig især kunne realiseres i forbindelse med svineproduktion, hvor der er behov for den producerede varme. Ifølge modelberegninger af Sommer et al. (2003) kan metanemissionen reduceres med 31% (fra 0,767 til 0,531 kg CO₂ ækv kg⁻¹ VS [ab dyr]) når gyllens temperatur reduceres fra 15°C om vinteren og 20°C om sommeren til 10°C. Hilhorst et al. (2001) fandt at en temperaturændring fra 20 til 10°C reducerede metanemissionen med 30-50%, hvilket understøtter modelberegningerne. Det antages derfor at afkøling kan reducere emissionen af me-

⁶ Baseret på gennemsnitlig europæisk omregningsfaktor på 200,6 g CO₂ MJ⁻¹; 1 kWh = 3,6 MJ.

tan fra gylle lagret i svinestalde med 30%, svarende til 15% af den samlede metanemission fra stald og lager.

Luftrensning

Luftrensning i biofiltre, som udføres for at begrænse udsendelsen af lugtgener og ammoniak, kan have en effekt på metanudsendelsen, idet metan kan oxideres til kuldioxid ved luftens passage gennem filtret. Der er dog ikke gennemført undersøgelser der har påvist denne effekt. Samtidig repræsenterer luftfiltre en mulig kilde til lattergas.

Overdækning af lagre

Det har vist sig at flydelag under rette klimatiske forhold stimulerer emissionen af lattergas, men også at det indeholder et potentiale for metanoxidation, altså for fjernelse af metan under passagen gennem dette porøse lag.

Sommer et al. (2000) fandt at emissionen af metan fra lagret kvæggylle under sommerlagring blev reduceret med 38% når gyllen var dækket af et naturligt flydelag, og at også overdækning med lecasten eller halm reducerede metanemissionen. Under vinterlagring, hvor flydelaget var vandmættet, havde flydelaget ingen effekt på metanemissionen. Et kvalificeret skøn er derfor at et naturligt flydelag eller en overdækning med halm eller lecasten vil kunne reducere metanemissionen fra gyllelagre med 20% på årsbasis, svarende til en reduktion på 10% af den samlede metanemission fra gylle i stald og lager.

Ekstra overdækning i form af teltkonstruktioner har i hollandske undersøgelser reduceret metanemissionen med 50% eller mere (Hilhorst et al., 2001). Baggrunden for denne observation er ikke klarlagt. Amon et al. (2003) har i et igangværende EU-projekt undersøgt effekten af en fast overdækning på emissioner af metan, lattergas og ammoniak fra kvæggylle med naturligt flydelag, og fra afgasset kvæggylle med et flydelag af halm. Under både vinter- og sommerlagring reducerede den faste overdækning metanemissionen fra kvæggyllen med ca. 15%, mens den faste overdækning reducerede metanemissionen fra den afgassede gylle med 30% i vinterperioden. Effekten på lattergas var mere kompleks. Den samlede effekt på de tre gasser svarede til en reduktion af drivhusgasemissionen på 10-13% for ubehandlet kvæggylle, og en reduktion på 2-17% for biogasbehandlet gylle.

Det antages konservativt at en fast overdækning af kvæggyllelagre vil give en reduktion i metanemissionen på 25%, svarende til ca. 10% af den samlede metanemission fra kvæggylle i stald og lager.

Øget beluftning af lagre med fast staldgødning

Det er teknologisk muligt at reducere metanemissionen fra fast staldgødning under lagring gennem aktiv beluftning som beskrevet i afsnit B.2.2. Ved gentagne vendinger af lagre af fast staldgødning øges lufttilgangen, hvilket reducerer potentialet for metandannelse. Emissionen af metan kan på denne måde reduceres med op til 90% (Amon et al., 2001). Vending eller ak-

tiv beluftning ved indblæsning af luft i et gødningslager vil imidlertid stimulere tabet af ammoniak, hvilket fører til eutrofiering og forsuring af naturlige økosystemer. Det er således en forudsætning at ammoniakken tilbageholdes (for eksempel i luftvaskere), hvis en øget beluftning af fast staldgødning skal anvendes for at reducere metanemissionen.

Samlet effekt på drivhusgasemissioner

Ammoniak der fordampes fra stalde og lagre vil, når det afsættes igen, indgå i kvælstofkredsløbet. På den måde giver ammoniakfordampning senere anledning til lattergasemission, og en reduktion af ammoniaktab vil derfor reducere lattergasemissionen, dog kun i det omfang det mindre ammoniaktab fører til et mindre samlet kvælstofforbrug som følge af den bedre udnyttelse af N i husdyrgødning. I henhold til Anonym (2003) vil en reduktion af ammoniakfordampningen svarende til omkring 25 kt CO₂-ækv år⁻¹ i 2010 være realistisk (tabel B.5).

Flere af de teknologiske løsninger til reduktion af ammoniakfordampningen, som er beskrevet ovenfor, kan også bidrage til en reduktion af metanemissionen fra stalde og lagre (sideeffekt). En oversigt over de nævnte effekter og deres forudsætninger præsenteres i tabel B.5. Den samlede reduktion som følge af sideeffekterne af teknologiske tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen skønnes at være på 65 kt CO₂-ækv år⁻¹.

B.4 Udbredelse på landsplan

Tabel B.6 viser den procentuelle fordeling af husdyrgødning (kvælstofbasis) sidst i 80'erne og i 2001. Hovedparten af husdyrgødningen fra kvæg og svin opsamles som gylle hvis andel (baseret på N-indhold) steg fra 59% til 70% i perioden fra slutningen af 80'erne til årtusindskiftet. Systemer med udmugning af fast staldgødning og ajle er under afvikling (se afsnit B.6). Det forventes, at der fremover vil blive produceret mere fast gødning i form af dybstrøelse, da dybstrøelsesstalde i de senere år har vundet større udbredelse af bl.a. dyrevelfærdsmæssige grunde.

Tabel B.5. Skønnede effekter på metanemissionen fra husdyrgødning af teknologiske tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen. Metanemissionsfaktorer for svin og kvæg på hhv. 4,03 og 22,5 kg CH₄ dyr⁻¹ år⁻¹ er benyttet (tabel B.2). Lattergasemissionsfaktoren for ammoniakfordampningen er sat til 0.01 (tabel B.3).

Teknologi	Dyre-kategori	Antal dyr	Andel af husdyr-gødning, ny teknologi (%)	Skønnet metan-reduktion, stald/lager ¹ (%)	Reduktion ¹	
					Ammoni-ak (t CO ₂ -ækv år ⁻¹)	Metan
Hyppig udslusning	Svin	5566921	20	30	4.013	28.268
	Kvæg	1046414	0	30	0	0
Afkøling	Svin	5566921	5	15	1.254	3.533
	Kvæg	1046414	0	15	0	0
Flydelag	Svin	5566921	30	10	9.111	14.134
	Kvæg	1046414	20	10	4.499	9.889
Fast overdækning	Svin	5566921	20	10	6.942	9.423
	Kvæg	1046414	0	10	0	0
I alt					25.819	65.246

¹ Det antages at 55% og 40% af gyllens drivhusgasudsendelse stammer fra lageret i henholdsvis svinegyllesystemer og kvæggyllesystemer (Sommer et al., 2003).

Der har ikke været gennemført undersøgelser af dækningsgraden af flydelag eller af anden overdækning før 1998. Derfor antages det at overdækningens beskaffenhed på det tidspunkt svarede til situationen i 1998, dvs. før bekendtgørelsen med strammere kontrolkrav trådte i kraft. En undersøgelse i 2000 viste at knap 80% af de undersøgte kvægbrug opfyldte bekendtgørelsens krav om tæt overdækning, mens en femtedel havde mindre mangler (COWI, 2000). Under halvdelen af svinebrugene overholdt bekendtgørelsens krav om tæt flydelag eller anden tæt overdækning i 2000. Omkring en fjerdedel havde mindre mangler, knap en femtedel af de undersøgte brug havde alvorlige mangler i overdækningen, mens overdækningen var næsten eller totalt fraværende hos de sidste tiendedel. Dette var formentlig også situationen i 1999. Tabel B.7 viser dækningsgraderne omregnet til arealer af gyllelagre uden overdækning i Danmark.

I 2003-2004 forventes alle beholdere at være dækket af et tæt flydelag eller et halm- eller lecalag som følge af den skærpede kontrol. På en del svinebrug vil der være etableret fast overdækning på beholderen.

Tabel B.6. Den procentuelle fordeling af staldsystemers gødningshåndtering for kvæg, svin og pelsdyr. Fordelingerne er baseret på gødningens kvælstofindhold (Andersen et al., 2001; Poulsen et al. 2001).

Staldsystem	Sidst i 80'erne	2001	2010
Kvægstalde			
Fastgødning + ajle	28%	15%	3%
Gylle	55%	60%	72%
Dybstrøelse	17%	25%	25%
Svinestalde			
Fastgødning + ajle	27%	6%	2%
Gylle	68%	88%	90%
Dybstrøelse	5%	6%	8%
Pelsdyr			
Fast gødning	100%	70%	0%
Gylle	0%	30%	100%

Tabel B.7. Det samlede areal af lagret gylle uden overdækning i form af flydelag eller fast tag i 1998 og i 2000 (COWI, 2000).

Besætningstype	Areal, år 2000	Udækket areal (%)	
		År 1998	År 2000
Svin	1046087	39	22
Kvæg	893208	21	6
Blandet	181547	33	14

B.5 Historisk udvikling

Dette afsnit opsummerer kort teknologiudviklingen som beskrevet i Anonym (2003). Med hensyn til fordelingen af staldsystemer findes der ingen officiel statistik som dokumenterer mængderne af husdyrgødning håndteret som gylle, fast gødning+ajle og dybstrøelse. I tabel B.6 er en procentuel fordeling for to tidspunkter (sidst i 80'erne og 2001) udvalgt blandt flere andre. Afsnit B.9 gennemgår de forskellige uofficielle opgørelser og deres baggrund.

Igennem de sidste 20 år har en række bekendtgørelser reguleret staldsystemers og gødningslagres udformning (Afsnit B.10). I starten af 80'erne sigtede kravene til gødningslagre især på at undgå forurening af grundvand, vandløb og søer. Krav til ajlebeholdere om fast overdækning skulle dels sikre mod ammoniakfordampning, dels mod at man faldt i beholderen.

Lagring af gylle var ikke nævnt i bekendtgørelsen, men blev omfattet af definitionen ”åbne gødningstanke”.

I bekendtgørelsen fra 1988 blev der indført en definition af gylle, og det blev krævet at lagret gylle skulle være overdækket enten med fast låg eller flydelag. Det var tilladt at etablere marklagre med kompost (>30% tørstof) og fast staldgødning. I bekendtgørelsen fra 1998 blev det yderligere krævet at kompost i marklagre skulle være overdækket (eksempelvis med et lag halm).

I en bekendtgørelse fra 2002 kræves fast overdækning af gyllelagre eller et tæt flydelag. I den nye bekendtgørelse kræves det at landmanden løbende kontrollerer flydelagets tæthed. Kompost og fast gødning må fortsat oplagres i marken såfremt lageret overdækkes med kompostdug eller lufttæt materiale (dog ikke ved daglig tilførsel).

Naturligt flydelag har indtil videre været den dominerende type overdækning til gyllelagre. Den eneste anden type overdækning af nævneværdig betydning er halm/lecasten, som anvendes på nogle svinebrug, fordi gyllens lave tørstofindhold vanskeliggør dannelsen af et naturligt flydelag.

Det er givet, at der i 1990 var naturligt flydelag på alle lagre med kvæggylle, og dækningsgraden har formentlig været som beskrevet i tabel B.7. For svinegylle har der enten været flydelag, halm- eller lecasten på gyllelageret. Det antages at arealet uden overdækning har været større end i 2000 (tabel B.7). Af hensyn til beregningerne af drivhusgasemission antages det at halm og leca blev anvendt som dækmateriale på halvt så mange gyllebeholdere i 1990 som i 2000.

B.6 Fremtid

De senere årtiers udvikling indenfor staldsystemer kan forventes at fortsætte. Det antages derfor at kun en ubetydelig del af husdyrgødningen i 2010 vil blive håndteret som fast staldgødning og ajle (tabel B.6). Andelen af husdyrgødning, der håndteres som dybstrøelse forventes derimod at holde sig næsten konstant, da den udbygning af dybstrøelsesstalde, der skete op gennem 90'erne tilsyneladende er gået i stå. Forbruger- og lovgivningsmæssige krav om staldsystemer med en højere grad af dyrevelfærd kan føre til flere dybstrøelsessystemer i svineproduktionen, men sandsynligvis med et lavere halmforbrug end man ser i dag.

I forbindelse med pelsdyrproduktion vil der ske en markant ændring af håndteringen af husdyrgødning, idet ny lovgivning kræver at husdyrgødningen håndteres som gylle.

Kvægstalde forventes i stigende omfang at blive naturligt ventilerede, hvilket fører til en lavere gennemsnitlig rumtemperatur og dermed et lavere potentiale for drivhusgasemissioner. Det forventes at slagtesvin i stigende omfang vil blive produceret i svinestalde med delvist

spaltegulv og delvist drænet gulv. Desuden forventes det at nybyggeri i svineproduktionen vil medføre en kortere opholdstid for svinegylle i stalden. Derved vil gyllens middeltemperatur for hele lagringsperioden blive sænket, hvilket vil reducere det samlede emissionstab af drivhusgasser. Sænkning af gyllens temperatur ved varmeveksling foregår endnu kun eksperimentelt. Det forventes dog at teknologien kan begynde at vinde indpas i svineproduktionen omkring 2010, hvilket kan reducere metanemissionen fra svineproduktionen.

Det forventes at skærpede krav til luftkvalitet omkring husdyrproduktionen i stigende grad vil føre til krav om luftrensning, primært i forbindelse med svineproduktion. Forskellige former for luftrensningsteknologi er under udvikling. Afhængigt af luftrensningsmetode kan det påvirke emissionen af drivhusgasser fra husdyrproduktionen i begge retninger, men sådanne effekter er endnu ikke kortlagt.

En stigende andel af produceret gylle forventes at blive biogasbehandlet i fremtiden. Det vil ske for at udnytte energipotentialet i gødningen, og for at begrænse miljøeffekterne af gyllen under lagring og efter udbringning. Udbygningen af biogaskapaciteten vil primært ske i forbindelse med svineproduktion, idet svinegylle har et højere energipotentiale, og overskudsvarme fra biogasproduktionen kan bedre udnyttes i svinestalde. Udbygningen med biogasanlæg vurderes til at kunne føre til en betydelig begrænsning af metanemissionen fra gylle under den efterfølgende lagring.

Det forventes at en stigende andel af husdyrgødningslagrene vil blive overdækket med tagkonstruktioner, idet alle lagre efter 2003 skal være overdækket med tag eller dække af lecasten, halm, plast eller naturligt flydelag. Den stigende grad af overdækning ventes at føre til en lavere emission af drivhusgasser. I kvægsektoren vil kun en mindre andel af gyllelagrene blive overdækket med tagkonstruktioner, da der normalt dannes et naturligt flydelag på kvæggylle.

Lagre med fast husdyrgødning skal også overdækkes i fremtiden. Det vil formentlig primært ske i form af plast eller kompostdug, hvilket kan føre til mere iltfrie forhold i lageret. Det er uvist, hvordan det vil påvirke den samlede emission af drivhusgasser, men overdækningen kan føre til en øget metanemission.

B.7 Økonomiske konsekvenser

I tabel B.8 gives et skøn over omkostningerne ved reduktion af CH₄ og N₂O ved forskellige tiltag i stalde og lagre. De angivne meromkostninger ved behandlingen er opsummeret efter Anonym (2003). Beregningerne er baseret på skøn foretaget af et udvalg under Landsudvalget for Svin, der p.t. vurderer tiltag til reduktion af ammoniakfordampning i stalde. Beregningerne er baseret på skøn og vurderinger ud fra hidtidige erfaringer samt producentoplysninger i et vist omfang.

Effekten på drivhusgasbalancen omfatter kun direkte emissioner, og altså ikke ændringerne i den indirekte emission af lattergas fra ammoniak som fordamper. Prisen på disse effekter varierer betydeligt, men vil udlignes ved indregningen af ammoniakeffekten.

Tabel B.8. Skønnede omkostninger ved indførelse af teknologi til reduktion af ammoniak i stald og lager (Christiansen et al., 2003 – Teknologirapporten, F-3), og effekt på den samlede drivhusgasemission. Det bemærkes at prisen på fjernelse af CO₂-ækv ikke indeholder den indirekte emission af lattergas fra fordampet ammoniak.

	Stalde		Lagre		
	Slagtesvin	Kvæg/svin	Kvæggylle		Svinegylle
	Køling+skraber delvist spaltegulv	Daglig udslusning af gylle	Flydelag	Tag og flydelag	Tag
Meromkostninger	140 kr DE ⁻¹ ¹	0	1,5 kr t ⁻¹	10,9 kr t ⁻¹	10,9 kr t ⁻¹
Produktion af gylle ² (t DE ⁻¹ yr ⁻¹)			10,1 (malkekvæg)	10,1 (malkekvæg)	17,5 (slagtesvin)
Reduktion af samlet emission ³ (%)	15	30	10	20	0 ⁴
Reduktion af CH ₄ + N ₂ O (t CO ₂ ækv DE ⁻¹)	1,8 (søer)	10,9 (malkekvæg)	2,2 (malkekvæg)	3,5 (malkekvæg)	0,2 (slagtesvin)
Udgifter til reduktion af CH ₄ +N ₂ O (kr t ⁻¹ CO ₂ ækv)	77,8	Ingen ekstraudgift	6,9 (malkekvæg)	31,5 (malkekvæg)	955 (slagtesvin)

¹ 290 DE (9000 svin pr år)

² Se forudsætninger i Bilag 4.

³ Det antages at 55% og 40% af gyllens drivhusgasudsendelse stammer fra lageret i henholdsvis svinegyllsystemer og kvæggyllsystemer (Sommer et al. 2003).

⁴ Svinegylle danner ikke flydelag, og derfor er der ikke et potentiale for metanoxidation.

B.8 Referencer

Amon, B., 1998. NH₃-, N₂O- og CH₄-Emissionen aus der Festmistanbindehaltung für Milchvieh – Stall – Lagerung – Ausbringung. Dissertation. Forschungsbericht Agrartechnik 331. Universität für Bodenkultur, Institut für Land-, Umwelt und Energietechnik, Wien, 182 s.

- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J., Alt, C. & Freibauer, A., 2001. Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60, 103-113.
- Amon, B., Boxberger, J., Amon, Th., Zaussinger, A. & Pöllinger, A., 1997. Emission data of NH_3 , CH_4 and N_2O from fattening bulls milking cows and during different ways of storing solid manure. In: Voermans, J.A.M. and Monteny, G. (red) *Ammonia and odour control from animal production facilities*. s. 397-404.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Beline, F. & Petersen, S.O. 2003. Quantitative effects of storage conditions on GHG emissions from cattle slurry, and N_2O and CH_4 turnover inside natural surface crusts. Deliverable report No. 5.5 (MIDAIR). Leipzig.
- Andersen, J.M., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B., Sommer, S.G. & Hutchings, N.J. 2001. Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Faglig Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, nr. 353, 48 pp.
- Anonym, 2003. Forberedelse til Vandmiljøplan III – Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringsstofbelastningen. www.vmp3.dk.
- Arogo, J., Zhang, R.H., Riskowski, G.L. & Day, D.L., 2000. Hydrogen sulfide production from stored liquid swine manure: A laboratory study. *Trans. ASAE* 43, 1241-1245.
- COWI, 2000. Overdækning af gyllebeholdere og kommunernes tilsyn hermed. Undersøgelsesrapport udgivet af Skov- og Naturstyrelsen, København. 43 s.
- Fenhann, J., 1999. Projections of emissions of greenhouse gases, ozone precursors and sulphur dioxide from Danish sources until 2012. *Energistyrelsen, Miljø- og Energiministeriet*. 61 s.
- Gallmann, E., Hartung, E. & Jungbluth, T., 2003. Long-term study regarding the emission rates of ammonia and greenhouse gases from different housing system for fattening pigs – final results. *Proceedings of International symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities*. s. 122-130.
- Godbout, S., Lague, C., Lemay, S.P., Marquis, A. & Fonstad, T.A., 2003. Greenhouse gas and odour emissions from swine operations under liquid manure management in Canada. *Proceedings of International symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities*. s. 426-443.
- Groenestein, C.M. & Van Faassen, H.G., 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *J. Agric. Eng. Res.* 65, 269-274.
- Groenestein, C.M., Oosthoek, J. & van Faassen, H.G., 1993. Microbial processes in deep-litter systems for fattening pigs and emission of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide. In: Verstegen, M.W.A. et al. (red) *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences*. EAAP Publication No. 69, Pudoc Scientific Publishers, Den Haag, NL. s. 307-312.
- Guarino, C., Fabbri, C., Navarotto, P., Valli, L., Moscatelli, G., Rossetti, M. & Mazzotta, V., 2003. Ammonia, methane and nitrous oxide emissions and particulate matter concentrations in two different buildings for fattening pigs. *Proceedings of International symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities*. s. 140-150.

- Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Poulsen, H.D., Sommer S.G. & Olesen, J.E., 2004. Metode til opgørelse af landbrugets emission af ammoniak, metan og lattergas samt kuldioxid fra kalkforbruget og organogene jorde. DMU rapport (udkast).
- Hansen E., Christensen, B.T., Christiansen, P., Huld, T., Jensen, J.D., Nielsen, A.-S., Runge, E. & Holter, V. 1992. Ammoniakfordampning fra stald og lager, Redegørelse fra Miljøstyrelsen, Nr. 1. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 32 s.
- Henriksen, K., Olesen, T. & Rom, H.B., 2000. Kulstof og kvælstof – omsætningsprocesser i kvægdybstrøelse. I: Sommer, S.G. & Eriksen, J. (red.), Næringsstofudnyttelse i økologisk jordbrug. FØJO-rapport 7, s. 29-35.
- Hilhorst, M.A., Mele, R.W., Willers, H.C., Groenestein, C.M. & Monteny, G.J., 2001. Effective strategies to reduce methane emissions from livestock. ASAE, Paper no 01-4070, s. 1-8.
- Hilhorst, M.A., 2003. Monitoring GHG emissions from manure storages at organic and conventional dairy farms: development of a method for monitoring emissions from covered slurry storages. IMAG, The Netherlands, MIDAIR-project.
- Huis in 't Veld, J.W.H. & Monteny, G.J., 2003. Methaanemissie uit natuurlijk geventileerde melkveestallen. Report 2003-01. IMAG, Wageningen, Holland.
- Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. J. Environ. Qual. 23, 585-592.
- Hüther, L., 1999. Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflußfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 200, FAL, Braunschweig Germany. 225 s.
- IPCC 1997. Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 3.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J. & Xiaosu, D. (red.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Jungbluth, T., Hartung, E., Brose, G., 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. Nutr. Cycl. Agroecosys. 60, 133-145.
- Khan, R.Z., Müller, C. & Sommer, S.G., 1997. Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. Biol. Fert. Soils 24, 442-444.
- Monteny, G.J., Groenestein, C.M. & Hilhorst, M.A., 2001. Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 60, 123-132
- Nicholson R.J., Weeb, J. & Moore, A. 2002. A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and suggested procedure for assigning environmental ratings. Biosystems Eng. 81, 363-377.
- Olesen, J.E., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Graversen, J., Dalgaard, T. & Fenhann, J., 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48.

- Petersen, S.O., 1993. Influence of liquid cattle manure on reduction processes in soil. *Biol. Fert. Soils* 15, 137-143.
- Petersen, S.O., Lind, A.M. & Sommer, S.G., 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *J. Agric. Sci., Camb.*, 130, 69-79.
- Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G., 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning - normtal 2000. DJF-rapport nr. 36, 152 s.
- Rasmussen, E. & Aarø-Hansen, M. (red.) (2003) Denmark's third national communication on climate change. Ministry of the Environment, 212 s.
- Rom, H.B. & Henriksen, K., 2000. Kvælstoftab fra kvægstalde med dybstrøelse. I: Sommer, S.G. & Eriksen, J. (red.), *Næringsstofudnyttelse i økologisk jordbrug. FØJO-rapport 7*, s. 13-20.
- Ross, A., Septel, F., Kowalewsky, H.-H., Fühbeker, A. & Steffens, G., 1999. Straw covered manure storage – Effects on emissions of greenhouse gases. Institut für Agrartechnik Bornim, Germany Issue 22.
- Seipelt F. et al. (1999) Quantifizierung gasförmiger Emissionen aus frei gelüfteten Milchviehställen mittels Tracergaseinsatz nach der Abklingmethode. 4. International Conference. Construction Engineering and Environment in Livestock Farming, Freising Weihestephana, s. 69-74.
- Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *Eur. J. Agron.* 14, 123-133.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. & Søgaard, H.T. 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. & Møller, H.B., 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF-rapport – Husdyrgødning nr. 36. Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri. Danmarks Jordbrugsforskning, Tjele. 152 s.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. & Møller, H.B., 2004. Algorithms for calculating greenhouse gas emissions from manure management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* (fremsendt).
- Thelosen, J.G.M., Heitlager, B.P. & Voermans, J.A.M., 1993. Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs. I: Verstegen, M.W.A. et al. (red) *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences*. EAAP Publication No. 69, Pudoc Scientific Publishers, Den Haag, NL. s. 318-323.
- Webb, J., Chadwick, D. & Ellis, S., 2001 Will storing farmyard manure in compact anaerobic heaps be a simple, and effective means of reducing ammonia emissions. I: Sangiori, F. (red.) *Proceedings of the 9th international workshop of the Ramiran network*. s. 161-166.
- Yamulki, S., 2003. Quantitative effects of high-C additives on GHG emissions from farmyard manure (FYM) during storage. Deliverable report 5.4, EU-projekt MIDAIR.
- Zeeman, G., 1994. Methane production/emission in storages for animal manure. *Fert. Res.* 37, 207-211.

B.9 Landsdækkende opgørelser af husdyrgødningshåndtering

Der findes ikke statistik over fordelingen af husdyrgødning på gødningskategorier. I stedet har man i forbindelse med landsdækkende opgørelser baseret denne fordeling på "ekspert-skøn". I tabel 1 er vist et skøn baseret på en undersøgelse af Lassen (1991), Andersen et al. (2001), Hansen et al. (1992) og Poulsen et al. (2001).

Tabel B.9. Skøn over fordeling gødning (1000 t total-N), der blev udmuget som gylle, dybstrøelse, fast staldgødning og ajle i slutningen af 1980'erne og i år 2000.

		Ultimo 1980*			1999	2001 (ab dyr)
Husdyr	Gødning	Lassen 1991	Hansen et al. 1992	Andersen et al. 2001	Andersen et al. 2001	Poulsen et al. 2001
Kvæg	Gylle	86	77	70	50	58
	Fast staldgødning og ajle	78	38	35	22	8
	Ajle					6
	Dybstrøelse			22	22	24
Svin	Gylle	63	102	75	100	87
	Fast staldgødning og ajle	46	23	30	3	3
	Ajle					3
	Dybstrøelse			5	3	6

B.9.1 Kvæg og svinegødning

Opgørelserne fra slutningen af det 20. århundrede er i pæn overensstemmelse, mens opgørelserne fra slutningen af 1980'erne ikke stemmer overens. I opgørelserne fra slutningen af 80'erne fordeltes kvælstof i husdyrgødning på gylle samt fæces og urin. Det er således ikke muligt at få data for hvor meget gødning der dengang blev håndteret som dybstrøelse, fast staldgødning og ajle. I opgørelserne fra 1990'erne (Lassen, 1991; Hansen, 1992) er der noget uenighed om, hvor stor en andel af gødningen der blev håndteret som gylle. En årsag hertil kan være at data fra Lassens statistik i hørere grad inddrager små brug, hvor staldene ikke var moderniseret og at data i opgørelsen af Hansen et al. (1992) er baseret på udsagn fra eksperter. Eksperter, dvs. konsulenter og jordbrugsforskere, kunne antages at have mere føling med aktiviteten hos de landmænd, der var omstillingsberedte og derfor indførte staldsystemer med gylleudmugning. Der har ikke været det samme behov for kontakt med landmænd, der ikke ønskede at udvide eller investerede i nye staldanlæg. Fordeling af gødningen på gødningstyper er vigtig for at kunne vurdere hvor meget omlægning i landbrugets driftsformer har betydet for emission af drivhusgasser. Emissionen af lattergas og metan vurderes således at være

større fra fast staldgødning og dybstrøelsessystemer end fra gyllesystemer. Den retrospektive ekspert-vurdering af Andersen et al. (2001) ligger imellem de to opgørelser og bør formentlig antages for at være mest præcis.

Det kan konkluderes, at en betydelig andel af den samlede gødningsmængde blev håndteret som fast staldgødning og ajle i slutningen af 80'erne (Lassen, 1991), fordi der fortsat var en betydelig husdyrproduktion på mindre ejendomme med grebning og rensegang. Mængden af fast gødning, dybstrøelse og ajle er siden faldet, og det vurderes at der i år 2000 håndteres henholdsvis 6 og 5% af den samlede mængde N i husdyrgødning som fast staldgødning og ajle og 15% som dybstrøelse (Poulsen et al., 2001). Fra kvæg- og svinestalde udmuges 74% af den samlede mængde kvælstof som gylle.

B.9.2 Fjerkrægødning

Gødning fra fjerkræ er hovedsagelig blevet udmuget som tør gødning med lidt strøelsesmateriale. I 2001 udgjorde N i gylle ca. 1 % af gødningen ifølge Poulsen et al. (2001), mens Andersen et al. (2001) vurderer at mængden af N i gylle fra høner var 5% i 2000 og 14% i 1990.

B.9.3 Pelsdyrgødning

Tidligere blev mink opdrættet i åbne huse hvor gødningen faldt ned på et sandlag, og man producerede derfor i hovedsagen fast gødning. Det er nu et krav at gødningen skal opsamles i befæstede gødningsrender, og det forventes at hovedparten af gødningen vil blive håndteret som gylle.

B.10 Lovgivning vedr. lagring af husdyrgødning

1982	Bekendtgørelse af reglement om miljøbeskyttelse BEK nr 664 af 16/12/1982 Kapitel 5	Stalde skal have gulve med et underlag som vand ikke kan trænge igennem. Affald skal kunne samles, afløb skal ledes til ajlebeholder og gødningstanke. Reglen gælder ikke for pelsdyr. Møddingspladser skal være udført med vandtæt bund og randbelægning på 2 m der er vandtæt eller omgives af mur. Møddingsvand skal opsamles i samlebrønd hvortil der er fald, og møddingsvandet skal ledes til ajlebeholder. Ajlebeholder skal være lukket med et materiale af styrke og tæthed svarende til 10 cm beton. Låg på pumpehul og lign. til ajlebeholder skal være tæt. Åbne gødningstanke skal være behørigt afskærmet. Stalde, ajlebeholder, møddinger og gødningslagre skal opfylde en række afstandskrav. Markmøddinger, ensilagestakke o.l. skal opfylde en række nævnte afstandskrav og skal placeres således, at grundvandet ikke forurenes og således, at der ikke er afløb til vandløb og søer.
1988	Bekendtgørelse om husdyrgødning og ensilage m.v. BEK nr. 568 af 22/09/1988	I denne bekendtgørelse er indført en definition af gylle. Der er samme regler for udformning af stalde, møddinger og ajlebeholder som i BEK nr. 664/1982. Gyllebeholdere skal være tætte og skal kunne modstå omrøring og mekanisk bearbejdning. Gyllebeholdere, der er åbne, skal være dækket med flydelag. Stalde, husdyrgødningslagre, møddinger og lign. skal opfylde visse afstandskrav til vandindvinding, søer etc. Kompost med mere end 30% tørstof må opbevares i markmøddinger. Fast staldgødning kan af Kommunalbestyrelsen tillades opbevaret i markmøddinger På ejendomme med mere end 31 dyreenheder skal opbevaringskapaciteten normalt være mindst 9 mdr.

1992	Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. BEK nr. 11 af 27/06/1992	Indført afstandskrav til bymæssig bebyggelse, sommerhusområder etc. Bortset fra nye afstandskrav ændredes der ikke på kravene til lagrene, til flydelag etc. jævnfør bek. Fra 1988. I øvrigt skal gylle- og ajlebeholder samt mødding være udformet som beskrevet i alle bekendtgørelser fra 1988 til denne er udstedt.
1994	Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. BEK nr. 1159 af 19/12/1994	Ejendomme med husdyr skal have opbevaringskapacitet til 9 mdr, bortset fra kvægejendomme hvor dyrene går ude i sommerhalvåret. Reglerne for opbevaring af husdyrgødning er i øvrigt ikke ændret. I øvrigt skal gylle- og ajlebeholder samt mødding være udformet som beskrevet i alle bekendtgørelser fra 1988 til denne er udstedt.
1998	Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. BEK nr 550 af 24/07/1998	Det indføres at en dyreenhed svarer til 100 kg N for kvæg fra 1998 og fra 2002 for svin og andre dyr. Kompost må, hvis de er overdækket, opbevare i markmøddinger. Der må efter tilladelse fra kommunalbestyrelsen etableres markmøddinger med fast husdyrgødning. Beholdere for flydende husdyrgødning uden tæt flydelag skal være lukkede med anden tæt overdækning. I øvrigt skal gylle- og ajlebeholder samt mødding være udformet som beskrevet i alle bekendtgørelser fra 1988 til denne er udstedt.
2002	Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. BEK nr 604 af 15/07/2002	En dyreenhed svarer til produktion af 100 kg N. Kompost må oplagres i marken såfremt lagret overdækkes med kompostdug eller lufttæt materiale. Kommunalbestyrelsen kan tillade etablering af markmøddinger. Lagre af fast gødning uden daglig tilførsel skal overdækkes med kompostdug eller lufttæt materiale straks efter udlægning. Beholdere for flydende husdyrgødning skal være forsynet med fast overdækning i form af flydedug, teltoverdækning eller lignende. Driftslederen af en ejendom kan undlade at opfylde kravet om fast overdækning, hvis denne ved egenkontrol dokumenterer at et flydelag el. lignende er tæt.

B.11 Staldsystemer

B.11.1 Kvæg

Til slutningen 1960'erne var hovedparten af malkekvægsbesætningerne opstaldet i bindestalde med grebning til opsamling af fast staldgødning og ajle, og en overgang blev der bygget bindestalde hvor grebningen var erstattet med en gyllekanal og gødningsrist.

I dag er der i hovedparten af malkekvægsstaldene indført udmugning af gylle, der er en blanding af faeces og urin i opløsning. Sengestalde med et fast gulv, hvor dyrene kan ligge, og forholdsvis store gangarealer med spalter er i dag den mest typiske staldform. Stalde med strøet fast gulv anvendes kun i ringe grad til malkekvægsbesætninger. Det forventes at mange nye malkekvægstalde vil være åbne og med naturlig ventilation. Sengebåsene vil blive udformet så der skal benyttes mindre mængder strøelse, evt. ved at blive udstyret med kunststofmåtter, og gødningen vil forsat blive opsamlet i gyllekanaler under gangarealerne. Ungkvægstalde er tidligere blevet udformet som spaltegulvsbokse, men denne opstaldningsform anses ikke for at være dyrevenlig og er på retur. Det forventes at der fremover vil være flere stalde med større eller mindre arealer der er strøede.

B.11.2 Svin

Indtil for 40 år siden var næsten alle svinestalde indrettet med adskilt strøet leje og rensegang til fast møg og ajle samt tørfodring. Det faste gulv i rensegangen blev siden erstattet af spaltegulv hvorunder gylle blev opsamlet. Efterfølgende forsvandt stiopdelingen og hele stien fik spaltegulv, halmen i liggeafdelingen forsvandt og tørfodring blev til en vis grad erstattet af vådfodring. I dag findes stalde, hvor gulvet i rensegangen er med 20% spalteareal og i liggeafdelingen er der 10% spalteareal (såkaldt drænet gulv), derved undgår man fugtige gulve i liggeafdelingen, hvor svinene spilder vådfoder, drikkevand og i visse tilfælde urinerer. I få svinestalde er dyrene på dybstrøelse.

Det forventes at der ved nybygning og renovering vil blive bygget stalde med delvist spaltegulv med henblik på at anvende strøelse til grisene på lejearealet. I disse stalde vil gødningen blive udmuget som gylle. I slutningen af 1990'erne blev de første staldsystemer til løsgående søer udformet med fast gulv og dybstrøelse. De blev imidlertid hurtigt afløst af systemer, hvor der kun var dybstrøelse i lejearealet, dvs. strøet lejeareal. I dag bygges disse stalde typisk med et strøet leje med mulighed for reduceret halmforbrug. Staldsystemet med strøet leje rummer den fordel, at der ikke sker kompostering i halmåtten.

B.12 Beregning af gylleproduktion pr. DE

Dyr	Enhed	Omfang	Kilde
Svin	Stiplads	3.8 svin år ⁻¹	Denne rapport, fodnote 6
	Svin pr. DE	30	Denne rapport, fodnote 6
	VS-udskillelse	692016 t år ⁻¹ (2000)	Sommer et al. (2001), tabel 12
	Antal stipladser	5566921	Denne rapport, tabel B.5
	VS-koncentration	56 kg t ⁻¹	Sommer et al. (2001), tabel 5
	VS udskilt	124.3 kg VS stiplads ⁻¹	
		32.7 kg VS svin ⁻¹ år ⁻¹	
		981.4 kg VS DE ⁻¹ år ⁻¹	
Kvæg		17.5 t gylle DE ⁻¹ år ⁻¹	
	VS-udskillelse	845843 t år ⁻¹ (2000)	Sommer et al. (2001), tabel 12
	Antal dyr	1046414	Denne rapport, tabel B.5
	VS-koncentration	80 kg t ⁻¹	Sommer et al. (2001), tabel 5
	VS udskilt	808.3 kg VS dyr ⁻¹ år ⁻¹	
		808.3 kg VS DE ⁻¹ år ⁻¹	
		10.1 t gylle DE ⁻¹ år ⁻¹	

C. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord: Betydning for binding af CO₂

Lars Vesterdal & Signe Anthon

Skov & Landskab, Hørsholm Kongevej 11, 2970 Hørsholm

C.1 Sammendrag

I 1989 fremsatte Regeringen en hensigtserklæring om at fordoble det danske skovareal over en 80-100-årig periode ved skovrejsning på landbrugsjord. Der har siden starten af 90'erne været en statslig tilskudsordning, der giver mulighed for tilskud til private, der ønsker at rejse skov. Tilskudsordningen har delvist være finansieret af VMP-midler som følge af ønsket om at beskytte grundvandsmagasinerne ved at rejse skov. Siden da har Danmark ratificeret Kyoto protokollen, hvor der er mulighed for at medregne kulstofbinding, som er et resultat af en direkte, menneskeskabt ændring i arealanvendelse (art. 3.3). Både kulstofbinding i biomasse og i jordbund ved skovrejsning kan medregnes under artikel 3.3, og historisk falder begyndelsen af skovrejsningsaktiviteterne sammen med Kyoto protokollens basisår, 1990.

I denne sammenhæng er der kun behandlet CO₂-optag i de nye skoves biomasse, da der endnu er meget dårligt belæg for den potentielle binding i jorden for Danmarks jordtyper som helhed. Optaget i skovens biomasse er estimeret ved hjælp af eksisterende tilvækstmodeller for eg og rødgran som repræsentanter for hhv. løv- og nåletræer.

I Kyoto-protokollens første forpligtelsesperiode 2008-2012 er skovrejsningens bidrag beskedent, da de nye skove stadig er meget unge. CO₂-optaget i 2008 anslås til 216 kt CO₂ år⁻¹, stigende til 341 kt CO₂ år⁻¹ i 2012. Samlet for de fem år skønnes optaget at være omkring 1.4 mio. t CO₂.

I fremtidige forpligtelsesperioder er der dog langt større bindingspotentiale ved skovrejsning. Her er der imidlertid stor usikkerhed mht. prognoser for tilskudsordningen, og der er derfor givet tre scenarier i notatet for den arealmæssige udbredelse af skovrejsning over de næste 100 år. Hvis der fortsættes med den nuværende årlige tilplantning, kan der i en forpligtelsesperiode omkring 2050 bindes 7.3 mio. t CO₂ over fem år, mens der ved bortfald af tilskudsordningen fra 2004 kun vil bindes 3.7 mio. t CO₂ over de samme fem år. Såfremt tilskudsordningen intensiveres for at opnå en fordobling af skovarealet over de næste 100 år, kan der i samme femårsperiode opnås en binding på 11.7 mio. t CO₂. De årlige statslige omkostninger i form af tilskud til private landmænd og udgifter til etablering af offentlig skov er henholdsvis 73 mio. kr, 20 mio. kr og 117 mio. kr pr. år for de tre scenarier.

Det er ikke muligt at sige noget samlet om de samfundsøkonomiske aspekter af skovrejsning på landbrugsjord, da det afhænger af det enkelte projekts placering og udformning, hvor store omkostningerne er, og om de positive effekter overstiger omkostningerne.

C.2 Beskrivelse af teknologien, konceptet eller metoden

Skovbruget har betydning for drivhusgasbalancen på grund af den binding og frigørelse af CO₂, som sker gennem træernes vækst, respiration og nedbrydning. En gennemsnitlig dansk skov indeholder et betydeligt lager af CO₂, der er optaget fra atmosfæren. Ved plantning af ny skov skabes der nye CO₂-lagre. Derfor er etablering af ny skov et interessant klimapolitisk virkemiddel.

Mulighederne for at medregne kulstofbinding indenfor skovbrug findes i Kyoto protokolens art. 3.3. og 3.4. Disse to artikler fastslår, at en direkte, menneskeskabt ændring i arealanvendelse eller drift, der øger kulstofbindingen, kan medregnes i Kyoto-forpligtelsen. Da Danmark i 1989 har fremsat en hensigtserklæring om at fordoble det nationale skovareal over 80 til 100 år, kan skovrejsningen indregnes under artikel 3.3.

I modsætning til landbrugssystemer har skovene et stort lager af C i mere vedvarende biomasse. Skovens biomasse består dels af den overjordiske del af træer, buske og planter samt af den underjordiske del, rodsystemet. I forbindelse med den seneste Skovtælling (Larsen og Johannsen, 2002) er det gennemsnitlige lager af C i biomassen beregnet til 57 t ha⁻¹. Dette tal dækker over en stor spredning mellem arealer. Skovarealer, der midlertidigt er uden trævækst og dermed uden lagring af kulstof i biomassen, har intet lager, og gamle skovbevoksninger kan have et lager med op til 250 t C ha⁻¹.

Det samlede CO₂-regnskab for skov er kompliceret. Næsten al eksisterende skov dyrkes med henblik på produktion af træprodukter, f.eks. brænde og tømmer. Størrelsen af CO₂-bindingen afhænger af mange faktorer, herunder hvilken træart der anvendes, og hvordan skoven dyrkes. Skovbruget har desuden i forhold til andre sektorer et meget lavt energiforbrug. Grønne regnskaber og miljøstyring er under udvikling i sektoren, bl.a. med det formål at undersøge om forbruget af fossile brændsler kan nedbringes yderligere.

Det politiske mål, der mest direkte har indflydelse på en forøgelse af kulstofbindingen, er hensigtserklæringen fra 1989 om at fordoble det danske skovareal indenfor en 100-årig periode.

Der er flere tiltag, der stiler mod opfyldelsen af dette mål. Dels er der etableret en statslig tilskudsordning, der støtter privat skovrejsning på landbrugsjord. Tilskudsordningen har delvist være finansieret af VMP-midler som følge af ønsket om at beskytte grundvandsmagasinerne ved at rejse skov. Tilskuddet dækker både etableringsomkostningerne og den tabte indtjening på landbrugsdriften. Herudover rejser staten, kommuner og amter ny skov, og en del private vælger at tilplante landbrugsarealer uden tilskud fra staten.

Skov- og Naturstyrelsen er ansvarlig for implementeringen af politikken om privat skovrejsning på landbrugsjord, samt for skovrejsningen på statens arealer. Der er i perioden 1990-

2002 ydet støtte til privat skovrejsning på knap 11.000 hektar landbrugsjord, svarende til en ekstra binding på 68 kt CO₂. Staten, amter og kommuner har bidraget med ca. 5.500 hektar ny skov siden 1990. Vores viden om den private skovrejsning uden tilskud er begrænset. Man antager, at der tilplantes ca. 600 hektar om året.

C.3 Reduktion af drivhusgasemissioner

Det er sandsynligvis primært CO₂-balancen, der påvirkes af de nævnte tiltag. Ved skovplantning på landbrugsjord opbygges en langt større biomasse end under landbrugsdriften. Biomassen indeholder ca. 50 % kulstof, der optages som CO₂ i forbindelse med fotosyntesen. I modne skovbevoksninger kan der være lagret op til 250 t C ha⁻¹. I gennemsnit lagres der i dag 57 t ha⁻¹ i de danske skov (Larsen og Johannsen 2002). Der lagres sandsynligvis også mere kulstof i det organiske stof i jordbunden ved skovrejsning som følge af større tilførsel af dødt organisk stof og stop med jordbearbejdning. En ny dansk undersøgelse har på grundlag af 140 jordbundsprofiler fundet, at der i den øverste meter samt O-horisonten i veldrænede skovjorde er ca. 125 t C ha⁻¹ (Vejre et al., 2003). I agerjord er O-horisonten generelt fraværende, idet planterester ved jordbearbejdningen opblandes i de øverste 20-25 cm (pløjelaget). Ved skovdrift sker jordbearbejdningen med meget lange mellemrum, hvilket kan medføre en langsommere omsætning af organisk stof i skovjorden. Ved analyse af 28 sammenhørende skov- og agerjordsprofiler i Danmark er der fundet 23 t C ha⁻¹ mere i skovjord end i landbrugsjord (Vesterdal et al., 2002a). Forskellen kunne dog alene tilskrives O-horisonten i skovjorden. Undersøgelser af forskelligaldrede bevoksninger plantet på landbrugsjord har vist, at det på leret, næringsrig jord kan tage mindst 30 år, før der begynder at blive lagret mere kulstof i mineraljorden (Vesterdal et al., 2002b). På sandet jord har lignende undersøgelser dog indikeret, at mineraljorden kan begynde at binde C tidligere (Vesterdal et al., upubliceret). Da der endnu ikke er noget repræsentativt grundlag for at beregne jordens kulstofbinding på landsplan, er der i dette notat primært fokuseret på kulstoflagring i træernes biomasse.

Indflydelsen af skovrejsning på andre drivhusgasser som lattergas og metan er ikke godt belyst. Det er dog muligt, at forsuringen af de kvælstofrige tidligere landbrugsjorde kan stimulere dannelsen af lattergas. Tilstopning af dræn efter skovrejsning kan føre til forsumpning, hvilket vil kunne øge emissionen af metan. Forøget emission af metan og lattergas kan modvirke den positive effekt af skovrejsning på CO₂-binding, men da der endnu ikke foreligger tilstrækkelig viden om ændringer i metan- og lattergasemissionen, præsenteres kun konsekvensberegninger for CO₂.

Kulstofbindingen i træer efter skovrejsning beregnes ved hjælp af en simpel model. Kulstofbindingen fremkommer som det tilplantede areal multipliceret med kulstofoptaget for den pågældende aldersklasse af træer. Optaget er beregnet ved hjælp af danske tilvæksttabeller for rødgran, som repræsentant for nåletræer, og eg, som repræsentant for løvtræer (Møller, 1933).

Arealerne for perioden 1990-2002 baseres på evalueringen af den gennemførte skovrejsning i perioden (Skov- og Naturstyrelsen, 2000) samt den nyligt gennemførte skovtælling (Larsen og Johannsen, 2002). Arealerne for 2003-2020 baseres på en fremskrivning (Frans Bach, Skov- og Naturstyrelsen, pers. medd.). Skovrejsningsarealerne omfatter ikke plantager af nordmannsgranjuletræer i kort omdrift på landbrugsjord.

Kulstofmængderne fås ved at estimere vedmassens kulstofindhold ved hjælp af relevante omregningsfaktorer. Stammemasse for nåletræ og total overjordisk vedmasse for løvtræ omregnes til total over- og underjordisk biomasse ved at gange med en ekspansionsfaktor. Der anvendes en ekspansionsfaktor på 2, som er noget højere end de ekspansionsfaktorer, der anvendes for skove plantet før 1990 – 1,8 for nåletræ og 1,2 for løvtræ. Det skyldes, at ekspansionsfaktoren er aldersafhængig. Stammemassen udgør således en meget lille del af den totale biomasse hos helt unge træer. Ekspansionsfaktoren falder derfor eksponentielt mod en værdi mellem 1 og 2, når træerne bliver ældre (Schöne og Schulte, 1999). Da der hverken findes danske ekspansionsfaktorer eller aldersafhængige ekspansionsfunktioner, er ekspansionsfaktoren 2 valgt så længe der ikke er bedre viden på dette område. Den totale biomasse omregnes derefter til ton tørstof ved hjælp af omregningsfaktorerne $0.38 \text{ t tørstof m}^{-3}$ for nåletræer og $0.56 \text{ ton tørstof m}^{-3}$ for løvtræer (Moltesen, 1988). Kulstofmængden fremkommer ved at multiplicere med omregningsfaktoren $0,5 \text{ t C t}^{-1}$ tørstof. Kulstofbinding i produkter kan inkluderes i beregningerne, men de præsenterede tal repræsenterer kun den mængde kulstof, der er bundet i skoven. Denne mængde kulstof findes i træernes totale levende biomasse (inkl. rødder) og kvas. Mængden af bundet kulstof opsummeres af modellen for de forskellige årgange af skovrejsningsarealer siden 1990, så man får den totale kulstofbinding for de forskellige aldre bevoksninger i et specifikt år. Det er i modellerne antaget, at træerne vokser som på jordbonitet 2 (på en skala faldende fra 1 til 4), og træartsfordelingen er baseret på evalueringen af den gennemførte skovrejsning i perioden (Skov- og Naturstyrelsen, 2000) samt den nyligt gennemførte skovtælling (Larsen og Johannsen, 2002). Mere information om de anvendte metoder kan findes i Vesterdal (2000) og Energistyrelsen (2001).

De nye skoves fortsatte vækst vil betyde binding af kulstof i lang tid fremover. Såfremt der opnås en fordobling af det danske skovareal indenfor 100 år, vil de nye tilplantninger binde ca. 250 mio. tons CO_2 over de næste ca. 120 år. På grund af den lovfæstede binding af arealet til skov, må bindingen forventes at være permanent. I øjeblikket er tilplantingshastigheden dog for lav til at nå målet om fordobling indenfor 100 år.

Optaget i skovens biomasse vil umiddelbart kunne indregnes i den nationale emissionsopgørelse, og rapporteres årligt til UNFCCC. Der er dog store usikkerheder forbundet med opgørelsen, der primært knytter sig til omregningen fra salgbar vedmasse til total biomasse, som inkluderer kviste og grene samt underjordisk biomasse. Der er dog også usikkerhed forbundet med de relativt simple vækstmodeller, og arealet for privat skovrejsning uden tilskud. Der er ingen konkret viden om usikkerheden på estimerne. Hvis jordbunden skal inddrages i opgørelserne, vil det kræve yderligere monitoring og indsamling af nye data.

C.4 Sideeffekter

Skovrejsning medfører mange andre fordele end binding af CO₂. Udover at skovene er værdifulde for friluftslivet, udgør de også en værdifuld beskyttelse af grundvandsmagasiner til drikkevand og habitat for dyr og planter. Desuden er skovene kulturelt og landskabeligt en meget værdsat naturtype. Udover at binde kulstof, bidrager skovrejsningen således til en bred vifte af værdier.

C.5 Udbredelse på landsplan

I 1989 var det primært de marginale landbrugsjorde, der var udset til skovrejsning, bl.a. som følge af overproduktionen af landbrugsprodukter i EU. I de seneste 10 år er det imidlertid i langt større udstrækning beskyttelse af drikkevand, der afgør placeringen af nye skove. På baggrund af grundvandsoplande samt landskabelige og rekreative hensyn er der udarbejdet positiv-, neutral- og negativområder for skovrejsning, der bestemmer privatpersoners mulighed for at få støtte til at rejse skov. Det er primært landmænd i positivområder, der hidtil har fået støtte til skovrejsning.

Den geografiske fordeling af skovrejsning er ikke meget specifik, men 77 % af de nye skove fra perioden 1990-98 var placeret i Jylland, og privat skovrejsning med tilskud er særligt placeret i nærheden af større provinsbyer, det nordlige Djursland samt Midtjylland. Blandt områder med meget lidt skovrejsning kan nævnes Lolland-Falster, Møn og Vestsjælland (Skov- og Naturstyrelsen, 2000).

C.6 Historisk udvikling

Da hensigtserklæringen om at fordoble det danske skovareal blev fremsat i 1989, og tilskudsordningen for privat skovrejsning begyndte i årene derefter, er det forholdsvis let at kvantificere kulstofbindingen i forhold til basisåret 1990. De årlige mængder CO₂ bundet som følge af privat skovrejsning med tilskud, offentlig skovrejsning og den samlede skovrejsning er opsummeret i tabel C.1. I de første år foregik skovrejsningen mest i statsligt regi, mens den private skovrejsning med tilskud i de senere år har udgjort den væsentligste del af arealet.

Tabel C.1. Skovrejsningsareal og CO₂-binding per år for perioden 1990 til 2000. Tabellen viser optaget fordelt på privat skovrejsning med tilskud, offentlig skovrejsning samt den samlede skovrejsning, der også inkluderer privat skovrejsning uden tilskud (estimeret til ca. 600 ha per år).

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Privat skovrejsning med tilskud, ha	0	70	70	70	178	178	212	968	547	3304	1800
CO ₂ binding (kt)	0	0	0,1	0,3	0,4	0,8	1,1	1,9	4,3	5,7	13
Offentlig skovrejsning, ha	119	312	574	599	702	537	553	681	247	428	276
CO ₂ binding, kt	0	0,2	0,8	2,0	3,1	4,5	6,1	8,6	13	16	20
Samlet skovrejsning inklusive privat uden tilskud, ha	730	993	1255	1280	1491	1326	1376	2260	1405	4343	2687
Samlet CO ₂ binding, kt	0	1	3	5	8	10	16	24	34	43	59

Kilde: Den Nationale Emissionsrapport (NIR), Danmarks Miljøundersøgelser, April 2003.

C.7 Historisk udvikling

Fremskrivningerne af optaget af CO₂ i skove er i tabel C.2 baseret på en antagelse om, at den nuværende tilskudsstruktur og bevilling opretholdes indtil udgangen af 2012. Indtil videre er der bevilget penge til udgangen af 2003. Forventningen for skovrejsningstakten i udvalgte år indtil 2020 fremgår af tabel C.2. Man skal naturligvis være opmærksom på, at den private skovrejsning vil være influeret af landbrugskonjunkturerne, samt at der over tid, efterhånden som de mest relevante landbrugslokaliteter tilplantes, kan ske en mætning, hvor de eksisterende økonomiske tilskud ikke længere kan incitere yderligere skovrejsning.

Tabel C.2 viser, at der går forholdsvis lang tid, før skovrejsningen begynder at resultere i et betydende CO₂-optag. Det skyldes, at træerne vokser langsomt i starten samt at et relativt lille areal endnu er konverteret til skov. CO₂ optaget i 2008 anslås til 216 kt, stigende til 341 kt i 2012. Samlet for de fem år skønnes optaget at være omkring 1,4 mio. t CO₂.

Tabel C.2. Skovrejsningsareal og CO₂-binding per år siden 1990, og prognoser for udvalgte år over de næste 20 år.⁷ Tabellen viser optaget fordelt på privat skovrejsning med tilskud, offentlig skovrejsning samt den samlede skovrejsning, der også inkluderer privat skovrejsning uden tilskud (estimeret til ca. 600 ha per år).

	1990	1995	2000	2001	2002	2008	2012	2020
Privat skovrejsning								
med tilskud, ha	0	178	1800	1899	1496	1600	1600	0
CO ₂ binding (kt)	0	0.8	13	18	23	91	153	293
Offentlig skovrejsning, ha	119	537	276	291	231	400	400	400
CO ₂ binding, kt	0	4,5	20	23	27	54	79	138
Samlet skovrejsning inklusive privat skovrejsning uden tilskud, ha	730	1326	2687	2801	2338	2611	2611	1011
Samlet CO ₂ binding, kt	0	10	59	73	89	216	341	602

Kilde: 1990-2001: Den Nationale Emissionsrapport (NIR), Danmarks Miljøundersøgelser, April 2003.

Som følge af den lange tidshorisont ved skovbrug, kan man kun i ringe grad nå at påvirke optaget af CO₂ i den første Kyoto forpligtelsesperiode ved at øge skovrejsningen. For at belyse dette og også demonstrere, hvor stor indflydelse skovrejsningspolitikken kan få for senere forpligtelsesperioder, er der herunder opstillet nogle scenarier for fremtidig udvikling i skovrejsningsarealet over de næste 100 år.

Der opstilles tre scenarier for den fremtidige skovrejsning. Alle tre scenarier tager udgangspunkt i 2004. Skovrejsningen i perioden 1990-2003 indgår i beregningerne, men kan ikke påvirkes (der er udarbejdet et konservativt skøn for 2003). Kun niveauet af den private skovrejsning med tilskud samt udgiften pr. ha varieres mellem scenarierne.

Scenarierne er som følger:

Scenario 1.

Dette scenario indebærer, at tilskud til privat skovrejsning ophører fra 2004, dvs. privat skovrejsning med tilskud ophører og påfører ikke yderligere offentlige udgifter.

Scenario 2:

Den private skovrejsning fastholdes nogenlunde på sit hidtidige niveau, ca. 1600 ha år⁻¹ fra 2004 og frem. Med en anslået udgift på 55000 kr ha⁻¹ svarer dette til ca. 88 mio kr. Heraf an-

⁷ Prognosen er baseret på at skovrejsningen forløber som hidtil frem til 2012, hvorefter tilskuddet til privat skovdrift bortfalder.

slås 40 %, svarende til 35 mio. kr, at kunne dækkes fra EU, medens de resterende 53 mio. kr må dækkes af staten.

Scenario 3.

Dette scenario sigter mod at kunne opfylde målsætningen om en fordobling af skovarealet over en trægeneration. Dette sikres ved en privat skovrejsning med tilskud på 3589 ha årligt. Dette forudsætter et tilskudsniveau svarende til 197,4 mio. kr årligt, hvoraf 40%, eller 79 mio. kr forventes at kunne indhentes ved EU refusion. Dvs. den statslige udgift bliver 118.4 mio. kr. Det er dog muligt at anvende mere ekstensive og naturnære kulturanlæg, hvilket muliggør en reduktion af kulturudgiften ved privat skovrejsning fra 55000 kr ha⁻¹ til 45000 kr ha⁻¹. Dermed reduceres tallene til i alt 161,5 mio. kr, med en EU refusion på 64.6 mio. kr og derfor en statslig udgift på 96.9 mio. kr årligt.

Det gælder for samtlige scenarier, at der indregnes en statslig skovrejsning på 250 ha år⁻¹, hvilket budgetteres til 20 mio. kr til dækning af såvel erhvervelse af jord som kultur. De tre scenarier er beskrevet i tabel C.3.

Tabel C.3. Statslig udgift til skovrejsning samt den arealmæssige udstrækning af de forskellige kategorier af skovrejsning i de tre opstillede scenarier.

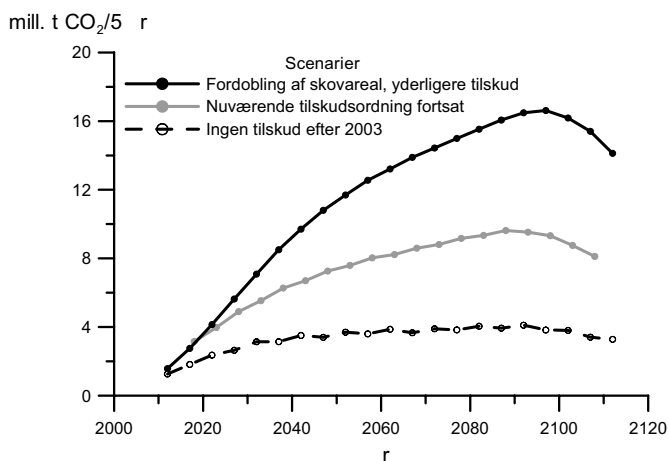
Scenario	1	2	3
Statslig udgift til privat og statslig skovrejsning, ekskl. EU refusion (mio. kr år ⁻¹).	20	73	117
Kommunal skovrejsning ha år ⁻¹	150	150	150
Statslig skovrejsning, ha år ⁻¹	250	250	250
Privat skovrejsning med tilskud, ha år ⁻¹	0	1600	3589
Privat skovrejsning uden tilskud, ha år ⁻¹	611	611	611
Skovrejsning i alt, ha år ⁻¹	1011	2611	4600

Herefter estimeres i tabel C.4 de tre scenariers kulstoflagring for den første forpligtelsesperiode 2008-2012 samt for en forpligtelsesperiode omkring 2050. Det fremgår, at der er begrænset forskel mellem scenarierne i første forpligtelsesperiode. Det skyldes den ringe tid til uddifferentiering mellem scenarierne fra 2004 frem til 2012. Lagringspotentialet afhænger primært af udviklingen 1990-2003, og det er ens for alle scenarier.

Tabel C.4. Akkumuleret CO₂-lagring i den første femårige forpligtelsesperiode samt i en potentiel forpligtelses-periode omkring 2050. Der er også angivet et estimat for optaget over en 100-årig periode.

Forpligtelsesperiode	Binding i biomasse, mio. ton CO ₂		
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
2008-2012	1.3	1.4	1.6
2048-2052	3.7	7.3	11.7
Over 100 år:			
mio. t CO ₂	70.1	146.5	241.4
ha	113912	251512	422566

På længere sigt bliver såvel lagringen som uddifferentieringen derimod betydelig. I figur C.1 er vist optaget af CO₂ for hver mulig femårig forpligtelsesperiode over de næste ca. 100 år. Hvis der fortsættes med den nuværende årlige tilplantning, kan der i en forpligtelsesperiode omkring 2050 bindes 7m3 mio. t CO₂ over fem år (tabel C.4), mens der ved bortfald af tilskudsordningen fra 2004 kun vil bindes 3,7 mio. t CO₂ over de samme fem år. Såfremt tilskudsordningen intensiveres for at opnå en fordobling af skovarealet over de næste 100 år, kan der i samme femårsperiode opnås en binding på 11,7 mio. t CO₂.



Figur C.1. Estimeret optag af CO₂ ved skovrejsning på landbrugsjord i henhold til de tre ovenfor beskrevne scenarier.

C.8 Økonomiske konsekvenser

De samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster ved et givent skovrejsningsprojekt afhænger i høj grad af projektets udformning. Her vises omkostninger for to typer skovrejsning: Et lille privat projekt uden særlige miljømæssige eller naturmæssige gevinster og et større by-

nært offentligt projekt med ret store rekreative gevinster. De to typer skovrejsning er valgt, fordi de repræsenterer de meget almindelige (men ikke de eneste mulige) typer skovrejsning.

Skovrejsning type 1: Mindre private skovrejsningsprojekter, som er karakteriseret ved lave etableringsomkostninger, ekstensiv drift, tilpasset jagt, få rekreative værdier pga. størrelse, tilgængelighed og beliggenhed på landet.

Skovrejsning type 2: Store bynære offentlige skove, karakteriseret ved høje etableringsomkostninger, store rekreative værdier pga. af bynær beliggenhed og ingen jagtindtægter pga. stort publikumspres.

Beregningerne af omkostninger og gevinster ved de to typer af skovrejsningsprojekter følger generelt "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter" (Møller et al., 2000). Der er som anbefalet af Finansministeriet benyttet en rente på 6 % til beregningerne.

Tabel 5 viser omkostningerne og sideeffekter ved de to typer skovrejsning. De velfærdsøkonomiske omkostninger er primært tilplantning af jorden samt omkostningen ved at opgive landbrugsdriften. Derudover er der i det statslige projekt inkluderet omkostninger til publikumsfaciliteter. Det private projekt har indtægter fra udlejning af jagttrettigheder i skoven. Den sidste omkostning er skatteforvridningstab, der kan forstås som den velfærdsøkonomiske omkostning ved at opkræve skatter til finansiering af projekterne. Type 1 har lave omkostninger ved tab af landbrugsdrift, da det forudsættes, at der er tale om en deltidslandmand. Ved denne skovtype er der mulighed for at udleje jagten på jorden til en højere pris end tidligere og derved få en øget indtægt på jorden. Samfundsøkonomisk er der desuden et skatteforvridningstab, som stammer fra tilskudsordningen. Type 2 har langt større offeromkostninger ved tabt landbrugsdrift, da det forudsættes, at jorden købes af en fuldtidslandmand. Der vil desuden være omkostninger til publikumsfaciliteter og ingen indtægter fra jagtleje pga. det store publikumspres. Skatteforvridningstab er langt større for denne skovtype, da der er tale om et statsligt projekt med høje omkostninger. Informationer om omkostningerne og indtægter stammer fra regnskabsstatistikker og det skovøkonomiske tabelværk (Skovforeningen, 1999; Skovforeningen, 2001; Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, 2002).

Disse to mulige typer skovrejsning fører til en CO₂-pris på henholdsvis 850 kr t⁻¹ CO₂ og 2150 kr t⁻¹ CO₂, hvis der laves beregninger uden sideeffekter.

Tabel C.5. Velfærdsøkonomiske CO₂-omkostninger per ha for de to skovtyper med og uden sideeffekter (ved en rente på 6 %).

Effekter	Skovrejsning type 1	Skovrejsning type 2
Skovdrift	-47.500	-53.300
Landbrug	-28.500	-96.500
Publikumsfaciliteter	0	-11.300
Jagt	8.300	0
Skatteforvridningstab	-8.400	-28.400
Samlet omkostning	-76.100	-189.500
Pris pr. ton CO ₂	850	2.150
Rekreative muligheder	5.000	255.000
Indirekte miljøkonsekvenser	4.100	4.100
Resultat pr. ha med sideeffekter	-65.400	69.600
Pris pr. ton CO ₂	540	-580

Der er mange mulige sideeffekter ved skovrejsning. Her er der udelukkende medregnet to, de forbedrede friluftsmuligheder og den miljømæssige gevinst ved at stoppe landbrugsdriften. Af andre vigtige sideeffekter kan nævnes forbedret biodiversitet og mindre udvaskning af nitrat. Det sidste emne er behandlet andetsteds (Gundersen et al., 2003). Det private projekt (type 1) fører ikke til ret mange ekstra gevinster for samfundet, da der er tale om et lille, isoleret projekt. Der vil dog være en mindre rekreativ værdi, der her er sat til 5000 kr ha⁻¹ ud fra en tidligere undersøgelse om befolkningens betalingsvilje for rekreation i skov (Dubgaard, 1998). Den bynære skov har derimod en temmelig høj rekreativ værdi. Anthon og Thorsen (2002) har undersøgt betalingsviljen for lokale beboere ved to skovrejsningsprojekter af denne type. Ud fra resultaterne i den undersøgelse sættes den rekreative værdi til 255.000 kr ha⁻¹, hvoraf 5000 kr ha⁻¹ er rekreativ værdi for personer, der bor længere væk.

Når landbrugsdriften opgives på et areal spares der en del i ressourceforbruget af andre stoffer. Disse indirekte miljøkonsekvenser er sat til 4.100 kr ha⁻¹ efter en tidligere undersøgelse af skovrejsningsprojekter (Skov- og Naturstyrelsen, 2001)

Ved at indregne disse miljøkonsekvenser samt den sparede CO₂-udledning ved mindre brændstofforbrug i skovbruget end i landbruget, opnås en pris på 540 kr t⁻¹ CO₂ ved skovtype 1 og en pris på -580 kr t⁻¹ CO₂ ved skovtype 2.

C.9 Referencer

- Anthon S. & Thorsen B. J, 2002. Værdisætning af statslig skovrejsning. En husprisanalyse. Arbejdsrapport nr. 35, 2002. Skov og Landskab (FSL), Miljøministeriet.
- Dansk Skovforening, 1999. Skovøkonomisk Tabelværk.
- Dansk Skovforening, 2001. Regnskabsoversigt for dansk privatskovbrug. Beretning 55. Dansk Skovforening.

- Dubgaard, A., 1998. Economic Valuation of Recreational Benefits from Danish Forests. I: Dalbert et al. (red). The Economics of Landscape and Wildlife Conservation, CAB International, London.
- Energistyrelsen, 2001. Denmark's Greenhouse Gas Projections until 2012. Ministry of Environment and Energy, Danish Energy Agency. http://www.ens.dk/graphics/Publikationer/Klima_UK/ReportGHG5dk_3May2001.pdf
- Gundersen, P, Hansen, K., Anthon, S. & Pedersen, L.B., 2003. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. Notat til VMPIII. Forskningscenteret for Skov og Landskab, Hørsholm.
- Larsen, P.H. & Johannsen, V.K., 2002 (red.). Skove og Plantager 2000. Danmarks Statistik, Skov & Landskab (FSL) og Skov- og Naturstyrelsen.
- Moltesen, P., 1988. Skovtræernes ved. Skovteknisk Institut, Akademiet for Tekniske Videnskaber.
- Møller, C.M., 1933. Bonitetsvise tilvækstoversigter for bøg, eg og rødgran i Danmark, Dansk Skovforenings Tidsskrift 18.
- Møller F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Standmark, L., 2000. Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.
- Schöne, D. and Schulte, A., 1999. Forstwirtschaft nach Kyoto: Ansätze zur Quantifizierung und betrieblichen Nutzung von Kohlenstoffsenken. Forstarchiv 70, 167-176.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2000. Evaluering af den gennemførte skovrejsning 1989–1998. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2001. Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Rapport ved C. Damgaard, E. H. Erichsen og H. Huusom, 95 pp.
- Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut 2002. Landbrugsregnskabsstatistik 2001. Serie A nr. 86. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Vejre, H., Callesen, I., Vesterdal, L. & Raulund-Rasmussen, K., 2003. Carbon and nitrogen in Danish forest soils – Contents and distribution determined by soil order. Soil Sci. Soc. Am. J. 67, 335-343.
- Vesterdal, L., Jørgensen, F.V., Callesen, I. & Raulund-Rasmussen, K., 2002a. Skovjordes kulstoflager - sammenligning med agerjorde og indflydelse af intensiveret biomasseudnyttelse. I: Christensen, B.T. (red.) Biomasseudtag til energiformål - konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport nr. 72, Markbrug. s. 14-28.
- Vesterdal, L., Ritter, E. & Gundersen, P. 2002b. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. For. Ecol. Manage. 169, 141-151.
- Vesterdal, L., 2000. Carbon sequestration in Danish forests. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 4, 272-274.

D. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder

Bent T. Christensen

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

D.1 Sammendrag

Den årlige udveksling af kulstof mellem jord, planter og luft svarer globalt set til 8% af atmosfærens CO₂ indhold, og mængden af kulstof i jord er ca. dobbelt så stor som mængden af kulstof i atmosfærens CO₂. Luftens CO₂ bindes ved fotosyntese i planternes biomasse og frigives atter ved respiration, når planterester og jordens organiske stof omsættes. Dyrket jord i Danmark indeholder i gennemsnit 144 t C ha⁻¹ i 0-100 cm, med betydende forskelle mellem jordtyper og driftsformer. Ved en øget årlig tilførsel af planterester vil jordens kulstoflager stige, indtil der på ny er ligevægt mellem opbygning og nedbrydning af jordens puljer af labilt og stabiliseret organisk stof. Nyere undersøgelser har vist, at op mod 30% af jordens kulstof kan udskiftes indenfor en periode på 20-30 år. Tidshorisonten for opnåelse af en ny ligevægt er relativt lang (>25 år) og afhængig af jordtype, kulstofindhold i udgangssituationen, og i hvilket omfang tilførslen ændres. Øget kulstoflagring kan finde sted ved at nedmulde afgrøderester, der for nærværende fjernes fra landbruget, samt ved dyrkning af efterafgrøder på et større areal. Større ændringer i arealanvendelse og ændret driftsform medtages ikke i dette notat.

Vurderet over en 20-årig periode vil 15% af det med planterester tilførte kulstof blive ophobet i normalt dyrket jord med moderat kulstofindhold. Mængden af kulstof, der i 2000 blev fjernet fra landbruget primært til energiformål, udgjorde ca. 404 kt C. Blev denne kulstofmængde i stedet nedmuldet ville jordens kulstofpulje blive øget med 62 kt C år⁻¹, modsvarende en CO₂ emission på 228 kt CO₂ år⁻¹. Med udgangspunkt i afgrødefordelingen i 2000 vurderes det, at der potentielt kunne etableres egentlige efterafgrøder på 405.000 ha, hvoraf de 118.000 ha allerede var realiseret med italiensk rajgræs. Kulstoflagringen ved etablering af efterafgrøder på det i 2000 uudnyttede areal beregnes til 54 t C år⁻¹, modsvarende en CO₂ emission på 195 kt CO₂ år⁻¹. Set over en 20-årig periode vil maksimal tilbageføring af afgrøderester (halm og efterafgrøder) modsvare en årlig emission på 506 kt CO₂ år⁻¹. Det gennemsnitlige prisniveau for fortrængning af CO₂ er skønnet til 70 kr t⁻¹ CO₂ ved halmnedmuldning og ca. 200 kr t⁻¹ CO₂ ved dyrkning af efterafgrøder. Den positive virkning, som et øget indhold af kulstof vil kunne have på jordens dyrkningsegenskaber, er ikke medregnet.

D.2 Beskrivelse af koncept

Den dyrkede jords indhold og omsætning af organisk stof har betydning ikke alene for jordens evne til at understøtte planteproduktionen, men også for udvekslingen af kulstof mellem atmosfæren og jord/plante systemet. Globalt set indeholder jord dobbelt så meget kulstof som atmosfæren, og den årlige udveksling af kulstof mellem jord, planter og luft svarer til ca. 8%

af atmosfærens CO₂ indhold. Denne udveksling drives af fotosyntesen, der binder CO₂ i plantens biomasse, og af respirationen, der frigør CO₂ i forbindelse med omsætningen af planterester og jordens organiske stof.

Organisk stof i jord udgøres af rester af planter, dyr og mikroorganismer i forskellige nedbrydningsstadier, samt af omsætningsprodukter bundet til jordens mineralske bestanddele. De forskellige organiske forbindelser udviser stærkt varierende nedbrydelighed. I forbindelse med lagring af kulstof i dyrket jord kan jordens samlede kulstofindhold overordnet set opdeles i labilt, stabiliseret, og biologisk inaktivt kulstof. Sidstnævnte pulje domineres af trækulslignende forbindelser, dannet ved afbrænding af vegetation, og kulstof aflejret ved jordbundsdannende processer med meget lang tidshorisont (f. eks. podzolering).

For en dyrket jord er indholdet af kulstof et udtryk for balancen mellem tilførsel af organisk materiale i form af afgrøderester, husdyrgødning og andre kulstofholdige forbindelser og nedbrydningen af jordens organiske pulje. Undersøgelser i Kvadratnettet har vist, at dyrket jord i gennemsnit indeholder 110 t C ha⁻¹ i 0-50 cm dybde (Heidmann et al., 2001), men med betydende forskelle mellem jordtyper og driftsformer. I en undersøgelse baseret på udtræk fra forskellige landsdækkende profildatabaser fandt Krogh et al. (2003) et gennemsnitligt indhold i dyrket jord på 144 t C/ha i 0-100 cm. Det blev beregnet, at den samlede mængde kulstof i jord i Danmark udgør 579 mio. t C, hvoraf 69 % er knyttet til arealer med landbrugsmæssig udnyttelse.

Tilførsel af organisk materiale har en umiddelbar virkning på aktiviteten af jordens mikrobielle biomasse og fauna. Omsætningen af det tilførte materiale afhænger af dets kemiske sammensætning, anatomiske og fysiske struktur og omsætningsforløbet påvirkes af jordens fugtighed, temperatur, luftskifte, indholdet af tilgængelige næringsstoffer, samt af tidspunkt og intensitet i jordbearbejdning. Den fysiske forstyrrelse som jordbearbejdningen afstedkommer stimulerer den mikrobielle aktivitet gennem et forbedret luftskifte og en reduktion i det organiske materials partikelstørrelse, hvorved en større overflade eksponeres for mikrobiel omsætning. Desuden kan der ske en nedbrydning af jordens aggregater, hvorved aggregatbeskyttet organisk stof bliver eksponeret for mikrobiel omsætning. I hvilket omfang den biologiske aktivitet stimuleres af jordbearbejdning forventes at afhænge af blandt andet jordtypen, samt mængden og beskaffenheden af det fysisk beskyttede organiske materiale, der er akkumuleret fra forudgående organiske tilførsler. For dyrket jord under danske forhold vil denne indledende fase i omsætningen stort set være tilendebragt indenfor det første år efter tilførslen. Tiltag der påvirker forløbet af omsætningen antages primært at påvirke forløbet af CO₂ frigørelsen indenfor det enkelte år. Ved fastholdelse af normal dyrkningspraksis forventes den samlede årlige produktion af CO₂ fra en given tilførsel af organisk materiale ikke at blive mærkbart ændret.

Den mere langsigtede virkning af tilført organisk materiale på jordens kulstofomsætning er knyttet til den videre omdannelse af de mikrobielt afledte nedbrydningsprodukter og afhænger

primært af mængden af tilført materiale og jordens beskaffenhed, herunder den enkelte jords potentiale for stabilisering af nedbrydningsprodukter i primære og sekundære organo-mineralske komplekser (Christensen, 2001). Kulstof der indgår i den mere langsigtede omsætning i jorden kan rent operationelt tilskrives puljerne labilt eller stabiliseret organisk stof.

Mængden af biologisk inaktivt kulstof i danske jorde kendes ikke, men ved nuværende landbrugsmæssig drift forventes der ikke at ske en betydende irreversibel binding af kulstof. I forbindelse med den før 1990 udbredte praksis med markafbrænding af halm kan der imidlertid være dannet trækulsagtige forbindelser, der vil være blevet ophobet i jorden. I forbindelse med opdyrkning af podzolerede jorde vil kulstof bundet i al-laget være blevet tilført pløjelaget. Dette kulstof formodes i vidt omfang at være biologisk inaktivt, og kan formodentlig udgøre en betydende del af det relativt høje kulstofindhold, der ofte registreres på opdyrkede grovsandede JB1-jorde. Betydningen af den historiske afbrænding af halm og opløjning af al-lag for indholdet af biologisk inaktivt kulstof i relation til øget kulstoflagring i dyrket jord er for nærværende uafklaret. Det kan anføres, at det under australske og amerikanske forhold er fundet, at op mod 35% af jordens kulstoflager kan bestå af biologisk inaktive forbindelser (Skjemstad et al., 1999, 2002).

I forbindelse med spørgsmålet om øget lagring af kulstof i dyrket jord er interessen primært knyttet til de organiske tilførslers virkning på labilt (tidshorisont 1 til 25 år) og stabiliseret (tidshorisont > 25 år) organisk stof. En række 30-årige forsøg med blandt andet vedvarende vegetationsfri brak og med årlig tilførsel af forskellige organiske materialer (Christensen og Johnston, 1997) samt nye undersøgelser af 13C/12C-forhold i jord bevokset med majs og med *Miscanthus* (Hansen et al., 2004; Kristiansen et al., 2004) viser samstemmende, at dyrket jords indhold af labilt organisk bundet kulstof kan udgøre op mod 30 % af den samlede kulstofpulje. Denne nye erkendelse bekræftes af modelberegninger baseret på langvarige forsøgsserier (Bruun et al., 2003). Samlet set er der grundlag for at antage, at en betydelig del af jordens kulstofpulje kan manipuleres inden for relativt korte tidsrum, primært gennem mængden af organisk materiale der tilføres jorden.

D.3 Reduktion af drivhusgasemissioner

Jordens samlede indhold af kulstof og dets fordeling på fraktioner med forskellig omsættelighed afhænger af det geologiske udgangspunkt, vegetationshistorien, klimaet, tidspunkt for opdyrkning, jordens dræningsforhold, samt af den aktuelle driftsform. En driftsform med betydende tilbageførsel af afgrøderester (halmnedmuldning, stort islæt af græsmarker og efterafgrøder) og hyppig brug af strøelsesrig husdyrgødning vil medføre en større lagring af kulstof i jorden end en driftsform baseret på handelsgødning, intensiv kornavl og rækkeafgrøder, og med årlig bortførsel af afgrøderester (f.eks. halm til energiformål). Ved gentagen tilførsel af organisk materiale øges jordens mængde af kulstof indtil der er opnået en for den pågældende driftsform karakteristisk ligevægt, hvor opbygning og nedbrydning af de organiske puljer er af samme størrelse. Tidshorisonten for opnåelse af ligevægt afhænger af jordens kulstof-

indhold i udgangssituationen og i hvilket omfang tilførslen af organisk materiale ændres, men generelt synes tidshorizonten for dyrkningsbetingede ændringer i jordens kulstoflager at være relativt lang (> 25 år).

En øget kulstoflagring i dyrket jord kan finde sted ved at nedmulde afgrøderester, der for nærværende fjernes fra landbruget, samt ved dyrkning af efterafgrøder på et større areal. Virkning af ændret arealanvendelse og ændret driftsform medtages ikke i dette notat. Afgrøderester der bjærges med henblik på anvendelse i landbruget som foder eller strøelse vil senere blive tilført jorden ved udbringning af husdyrgødningen. Den andel af plantematerialets kulstofindhold, der omsættes til CO_2 eller CH_4 inden husdyrgødningen udbringes på marken, kan antages at svare til den kulstofmængde, der inden for det første år ville være blevet frigjort som CO_2 såfremt den samme mængde plantemateriale var blevet nedmuldet direkte. I tråd hermed fandt Thomsen og Olesen (2000), at komposteret og anaerobt opbevaret husdyrgødning måtte forventes at have samme effekt på kulstoflagring i jord, idet lagringsforholdene primært havde indflydelse på om kulstoffet blev frigivet under lagringen eller i perioden umiddelbart efter gødningens udbringning.

Med henblik på at beregne afgrøderesternes bidrag til den mere langsigtede kulstoflagring er der med udgangspunkt i længerevarende forsøg beregnet en tilbageholdelsesandel for de tilførte planterester. I et forsøg med årlig tilførsel af majsbiomasse (svarende til $8 \text{ t tørstof ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) til fire jordtyper er der efter en periode på 14 år beregnet en gennemsnitlig tilbageholdelse af den samlede kulstoftilførsel på 11% på sandjord og 14-15% på mere lerede jordtyper (Kristiansen et al., 2004). Beregningerne var baseret på ændringer i jordens $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -forhold, og gav således et direkte udtryk for mængden af majsafledt kulstof, der var tilbageholdt i de forskellige jordtyper efter 14 år. De tilhørende ændringer i jordens samlede kulstoflager viste imidlertid, at der i jord med et højt kulstofniveau ikke skete en tilsvarende stigning. Afsætningen af majsafledt kulstof blev i denne jord modsvaret af omsætning af kulstof, der var blevet ophobet i jorden før majsdyrkningen blev påbegyndt. I de øvrige jorde med mere moderat kulstofindhold var der bedre overensstemmelse mellem ændringer i den samlede kulstofpulje og afsætning af majsafledt kulstof. Disse resultater illustrerer, at der vil være en øvre grænse for kulstoflagring i dyrkningslaget, men denne kendes ikke for nærværende. På baggrund af den foreliggende viden vurderes det, at størstedelen af det danske dyrkede areal har et betydeligt uudnyttet potentiale for lagring af kulstof.

I et andet forsøg med vedvarende dyrkning af vårbyg blev der årligt nedmuldet 4, 8 og $12 \text{ t halm ha}^{-1}$. Efter 18 år var 16% af den med halmen tilførte kulstofmængde tilbageholdt i denne jord med moderat kulstof- og lerindhold, uafhængigt af størrelsen af den årlige halmtilførsel (Ingrid Thomsen, DJF, pers. medd.). Denne opgørelse er baseret på forskellen mellem det samlede kulstofindhold i jord med halmnedmuldning og jord, hvor halmen blev presset og fjernet fra marken.

Vurderet over en 20-årig periode (1990 til 2010) kan ophobningen af kulstof i normalt dyrket jord sættes til 15% af den mængde kulstof, der i perioden er blevet tilført med afgrøderester. Antages det, at en given plantebiomasse mister 50% af kulstofindholdet ved anvendelse som foder og strøelse, så kan tilbageholdelsen af kulstof i den afledte husdyrgødning ansættes til 30%. Dette er i overensstemmelse med resultater rapporteret af Christensen og Johnston (1997). Beregnet på basis af tilført tørstofmængde har andre forsøg vist, at gylle og fast staldgødning giver samme bidrag til jordens kulstofpulje (Christensen, 2002).

Virkningen af øget tilbageførsel af afgrøderester på den nationale emission af drivhusgasser vil være gennem en øget lagring af CO₂ i jordens organiske puljer. Virkningen vil være størst i årene umiddelbart efter tiltagets iværksættelse og vil langsomt aftage i takt med at der indstiller sig en ny ligevægt mellem opbygning og nedbrydning af organisk stof i jorden. Her belyses virkningen over en 20-årig periode, hvor tiltagets virkning forventes at være mest markant. Det er væsentligt at fastslå, at virkningen er reversibel, idet det lagrede kulstof efterfølgende kan frigøres som CO₂ såfremt tilførslen af afgrøderester ophører.

Som beskrevet ovenfor vil øget tilførsel af planterester alene kunne relateres til kulstof, der på nuværende tidspunkt fjernes fra jordbrugsproduktion, samt til tiltag der på et givent areal medfører en større årlig produktion af plantebiomasse og derigennem en større årlig tilbageførsel af planterester til jorden. Sidstnævnte situation kan etableres ved dyrkning af efterafgrøder som supplement til hovedafgrøden.

D.4 Sideeffekter

Øget nedmuldning af afgrøderester vil kunne have en række andre effekter på emissionen af drivhusgasser fra dyrket jord. Kvælstof i afgrøderester kan være en betydelig kilde til lattergas, og en større omsætning af afgrøderester i jorden kan øge emissionen af lattergas (kapitel 2). Nedmuldning af afgrøderester og dyrkning af efterafgrøder medvirker til fastholdelse af kvælstof i dyrkningslaget, hvorved udvaskningen af nitrat nedsættes. Dette kvælstof bliver indbygget i jordens organiske pulje, hvorfra en del ved mineralisering senere kan erstatte tilførsel af gødnings-kvælstof. Samlet set vil nedsættelse af kvælstoftabet fra dyrket jord og en reduktion i gødningsanvendelsen reducere den emission af lattergas, der er knyttet til frembringelse af en given mængde plantebiomasse.

Udover den tidligere nævnte effekt af øget indhold af organisk stof på jordens generelle frugtbarhed, kan et større organisk indhold i jorden og en hertil knyttet større nedbryderaktivitet påvirke jordens evne til at oxidere metan. Hütsch (2001) konkluderede, at planterester med stort C/N forhold (f.eks. halm fra fysiologisk afmodnede afgrøder) næppe ville påvirke oxidationen af metan, hvorimod der for afgrøderester med et lavt C/N forhold (fx grønne planterester) blev fundet en betydelig hæmning af jordens evne til at oxidere metan. Hæmningen af metanoxidationen er primært knyttet til tilstedeværelse af ammonium, idet denne forbindelse blokerer de metanoxiderende bakteriers enzym-system.

I det omfang halm til energiformål erstattes af andre typer biomasse eller energi fra anden vedvarende energikilde, vil nedmuldning af halmen ikke have afledte effekter på emissionen fra ikke-fornybare energikilder. Det skal dog bemærkes, at halm der afbrændes korrekt vil blive omdannet fuldstændigt til CO₂, mens denne samme mængde halm ved nedmuldning alene vil give anledning til at 85% af kulstoffet udledes som CO₂ (eller metan), idet de 15% tilbageholdes i jordens kulstoflager.

D.5 Opgørelse på landsplan

Danmarks Statistik (2001) har beregnet det nationale halmudbytte på grundlag af indrapporteringer af indhøstede kerneudbytter. For hvede, rug, triticales, vinterbyg, vårbyg, havre, vinter-raps, vårraps og markært er der regnet med, at halmudbyttet udgør henholdsvis 60, 89, 60, 58, 84, 125 og 42% af kerneudbyttet. De anførte procenter er fastlagt efter aftale med Landskontoret for Planteavl og er kun delvis baseret på forsøgsresultater. Det anføres, at beregningen er behæftet med betydelig usikkerhed. Med dette udgangspunkt og på grundlag af den arealmæssige fordeling af afgrøder, opgøres det samlede halmudbytte for 2000 til 6,10 mio. t halm (84% tørstof), hvoraf 2,40 mio. t anføres som ikke bjærget halm. Mængden af halm der anvendes til fyringsformål er opgjort til 1,10 mio. t. Halm anvendt til foder udgør 1,66 mio. t, og resten tilskrives halm anvendt som strøelse, til dækning af roekuler, samt svind mv. Mængden af halm der nedmuldes er ikke beregnet selvstændigt, men Danmarks Statistik anfører under opgørelsen af vintergrønne marker, at der i 2000 er foretaget halmnedmuldning på 0,27 mio. ha. Sættes dette areal i relation til mængden af ikke-bjærget halm, fås en gennemsnitlig nedmuldning af 8,9 t halm ha⁻¹, hvilket dog synes mindre realistisk.

Med udgangspunkt i at alene halm, der bortføres til fyringsformål, kan medgå ved en øget halmnedmuldning, vil den afledte effekt på landsplan være en øget kulstoflagring på 15% af den samlede kulstofmængde i den halm, der er af Danmarks Statistik er opgjort som anvendt til halmfyring. Med et tørstofindhold på 84% og et kulstofindhold i halmtørstof på 45% er den til rådighed stående kulstofmængde ca. 414 kt C årligt. Den afledte kulstoflagring i jord bliver derved 62 kt C år⁻¹, svarende til 228 kt CO₂ år⁻¹. Halm til energiformål produceres primært på rene planteavlsbedrifter og svinebrug med intensiv kornavl, oftest beliggende på mere lerrige jordtyper.

Opgørelse af efterafgrøders bidrag til kulstoflagring på landsplan er baseret på arealanvendelsen i 2000, som beskrevet i Danmarks Statistik (2001). Det her beregnede areal er søgt afgrænset, så det alene omfatter deciderede efterafgrøder, der dyrkes som supplement til hovedafgrøden. Det samlede areal med forårssået korn samt majs udgør 709.000 ha. Herfra trækkes arealet, der er klassificeret som udlægsmarker, bortset fra arealet angivet under kategorien "italiensk rajgræs som efterafgrøde" (0,422 mio. ha - 0,118 mio. ha = 0,304 mio. ha). På denne baggrund kan det vurderes, at der i 2000 kunne etableres egentlige efterafgrøder på samlet 405.000 ha. Heraf var de 118.000 ha realiseret med udlæg af italiensk rajgræs. Hansen et al. (2000) angiver, at der for ugødet rajgræs kan produceres en overjordisk tørstofmængde om ef-

teråret på mellem 0,3 og 2,5 t ha⁻¹, samt en rodbiomasse på mellem 0,4 og 1,8 t tørstof ha⁻¹. Hertil kommer et ukendt afsætning af kulstof fra rodsystemet under væksten. Der er vurderet, at rodbiomasse udgør 80% af den samlede rodafsætning i vedvarende græsmark (Kuzyakov og Domanski, 2000), men der synes at være betydelig usikkerhed i forbindelse med denne vurdering. Med oven nævnte forudsætninger og under antagelse af 45% kulstof i græstørstof kan der beregnes en årlig gennemsnitlig tilførsel af kulstof med efterafgrøden på 1,25 t C ha⁻¹. Med forudsætningen at 15% af kulstoffet bidrager til jordens kulstoflager indenfor en 20-årig periode, bliver det årlige bidrag til ophobning af kulstof i jord på 188 kg C ha⁻¹. Med det ovenfor anførte areal med italiensk rajgræs som efterafgrøde (118.000 ha) bliver bidraget til jordens kulstoflager på landsplan på 22 kt C år⁻¹, svarende til 81 kt CO₂ år⁻¹. Med udgangspunkt i den uudnyttede andel af det potentielle areal til egentlige efterafgrøder (404.000 ha - 118.000 ha) var der i 2000 mulighed for en øget kulstoflagring på 54 kt C år⁻¹, svarende til 195 kt CO₂ år⁻¹.

Vurdering af potentialet for kulstoflagring i jord er baseret på de forskellige afgrøders arealmæssige betydning i 2000. Der er således ikke taget hensyn til de muligheder, der ligger for øget indsats med efterafgrøder, såfremt arealer med vintersæd afløses af arealer med vårsæd. Det er ligeledes antaget at dyrkning af efterafgrøder og tilbageførsel af afgrøderester fra hovedafgrøden kan ske på samme areal. Endelig bemærkes det, at der ikke påregnes etableret efterafgrøder efter vårraps og bælgssæd. Det uudnyttede potentiale for lagring af kulstof ved maksimal tilbageføring af afgrøderester (halm + efterafgrøder) var i 2000 på 116 kt C år⁻¹. Denne kulstoflagring modsvarer en emission på 425 kt CO₂ år⁻¹.

D.6 Historisk udvikling

I perioden 1990 til 2000 har den samlede årlige produktion af halm varieret mellem 4,1 og 5,9 mio. t tørstof, hvoraf den bjærgede andel har udgjort mellem 2,9 og 4,0 mio. t tørstof. Før forbud mod afbrænding af halm på marken trådte i kraft i 1990 blev der skønsmæssigt afbrændt mellem 0,6 og 0,9 mio. t tørstof (kapitel 3). Det fremgår ikke, hvorledes denne halmmængde blev anvendt efter forbuddets ikrafttræden, men statistikken antyder ikke en væsentlig ændring i mængden af bjærget halm. Det må indtil videre antages, at den mængde halm, der tidligere blev afbrændt på marken, efterfølgende blev nedmuldet. Under antagelse af, at den bjærgbare halmmængde i gennemsnit udgør 3,77 t halm ha⁻¹, vil den tidligere afbrænding på marken i 1990 være blevet afløst af nedmuldning af halm på mellem 190.000 og 284.000 ha. Danmarks Statistik (2001) angiver for 2000 en nedmuldning af halm på 27.0000 ha.

Forbruget af halm til fyringsformål er for 1990 opgjort til 0,75 mio. t tørstof, hvoraf de 0,5 mio. t skønnes anvendt i gårdfyrr (Anonym, 1994). For 2000 er mængden af halm til fyringsformål opgjort til 0,92 mio. t tørstof. Det antages, at der i perioden 1990 til 2000 er sket et fald i mængden af halm til gårdfyrr, mens vedtagelsen af biomasseplaner har øget anvendelsen i lokale og regionale kraftvarmeværker.

Der foreligger ikke opgørelser over anvendelse af efterafgrøder i 1990, men det vurderes at udbredelsen af egentlige efterafgrøder har været meget begrænset. Udbredelsen af rajgræs som efterafgrøde i 2000 er som nævnt ovenfor opgjort til 118.000 ha. Det i forbindelse med VMP II indførte krav om efterafgrøder på 6% af "grundarealet" skulle medføre, at mindst 120.000 ha blev dyrket med efterafgrøder. Imidlertid kan en del af dette areal dog kan opnås ved etablering af efterårssåede hovedafgrøder (f.eks. vinterraps sået før 20. august). Arealet med egentlige efterafgrøder er derfor formentlig en del mindre.

D.7 Fremtid

Der er typisk en del variation i den samlede halmproduktion fra år til år, men det kan for perioden 1990 til 2000 konstateres, at der overordnet set har været en uændret produktion. Betydende varige ændringer i den nationale halmproduktion vil kræve en væsentlig ændret balance mellem produktionsgrene indenfor landbruget.

Med hensyn til øget nedmuldning af halm er interessen knyttet til mængden af halm, der anvendes til energiformål. Den nuværende biomasseaftale omfatter 0,94 mio. tons halm år^{-1} , som senest ved udgangen af 2004 skal anvendes i kraft/varme værker. Hertil kommer anvendelsen af halm i gårdfyr. Mængden af halm til fyringsformål i 2000 er blevet opgjort til 1,1 mio. tons (16% vand) inklusiv halm anvendt i gårdfyr. Såfremt den tidligere regerings handlingsplan for biomasse til energiformål følges, vil der fremover ske en meget betydelig stigning i halmudtag til energiformål.

Skøn for udviklingen i arealet med egentlige efterafgrøder er baseret på potentialet med udgangspunkt i arealfordelingen af afgrøder i 2000. Som anført ovenfor skønnes der at være et uudnyttet potentiale for efterafgrøder på 286.000 ha, svarende til en årlig kulstoflagring på 195 kt CO_2 . Arealet der kan anvendes til egentlige efterafgrøder, vil stige i takt med at efterårssåede afgrøder erstattes af forårssåede afgrøder.

D.8 Økonomiske konsekvenser

Med udgangspunkt i en fastsættelse af halmens handelsmæssige værdi af mark (uden presning) til henholdsvis 5 og 10 øre kg^{-1} og en bjærgbar halmmængde på 3,77 t ha^{-1} , kan værdien af den til energiformål bjærgede halmmængde sættes til 189 og 377 kr ha^{-1} . Ved fjernelse af halm til formål uden for bedriften tabes halmens næringsstoffer. Regnes der med et gennemsnitligt indhold af N, P og K på henholdsvis 7, 1 og 10 kg t^{-1} halm og en værdi på henholdsvis 3, 10 og 4 kr kg^{-1} næringsstof, repræsenterer næringsstofferne i den fjernede halm i alt 267 kr ha^{-1} . Udgifter ved nedmuldning af halm hidrører helt overvejende fra ekstra brændstofforbrug til snitning af halm i forbindelse med mejetærskning. Ved ansættelse af et merforbrug ved snitning til 10 liter diesel ha^{-1} , svarer denne udgift til ca. 35 kr ha^{-1} . Endelig skal medregnes en forbedring af jordens frugtbarhed ved nedmuldning af halm. Denne indirekte gevinst kan ikke for nærværende prissættes. Samlet set kan det direkte tab ved overgang til nedmuld-

ning skønnes til henholdsvis –43 og 145 kr ha⁻¹. Idet der ved nedmuldning af halm sker en øget lagring af kulstof svarende til 0,78 t CO₂, vil prisen på dette tiltag under ovennævnte forudsætninger være henholdsvis –55 og 186 kr t⁻¹ CO₂. Det skal bemærkes, at omkostninger i forbindelse med presning, lagring og transport af halm til energiformål på for eksempel 20 øre/kg halm vil give et bortfald af omkostninger på 750 kr ha⁻¹ såfremt halmen nedmuldes. Indregnes dette i prisen på fortrængning af CO₂ vil nedmuldning af halm være samfundsmæssigt overskudsgivende for begge prisniveauer.

Hansen (2004) har beregnet omkostningerne ved etablering af efterafgrøder til mellem 90 og 200 kr ha⁻¹. Egentlige efterafgrøder medfører en øget kulstoflagring svarende til 0,7 t CO₂ ha⁻¹ (jf. afsnit D.5). Anvendes simple gennemsnitstal, bliver prisen på implementering af dette tiltag på henholdsvis 128 og 285 kr t⁻¹ CO₂.

Det skal for god ordens skyld anføres, at ovennævnte beregninger hviler på meget grove skøn, og at de angivne udgifter ved fortrængning ikke inkluderer sekundære effekter af tiltagene på drivhusemissionen, som for eksempel afledte effekter på lattergas og metan, effekter på mindskelse af nitratudvaskning, og effekter relateret til forbedring af dyrkningsgrundlaget.

D.9 Referencer

- Anonym, 1994. Halmressourcer i Danmark på længere sigt. Rapport udgivet af Elsam, Elkraft, De Danske Landboforeninger, Energistyrelsen, Biomasseinstituttet, Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.
- Bruun, S., Christensen, B.T., Hansen, E.M., Magid, J. & Jensen, L.S., 2003. Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long-term experiments. *Soil Biol. Biochem.* 35, 67-76.
- Christensen, B.T., 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 345-353.
- Christensen, B.T., 2002. Kulstofindhold i dyrket jord. I: Christensen BT (red). Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport nr. 72 Markbrug, s. 29-40.
- Christensen, B.T. & Johnston, A.E., 1997. Soil organic matter and soil quality – lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. I: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (red.). *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, s. 399-430.
- Danmarks Statistik, 2001. Landbrug 2000 - Statistik om landbrug, gartneri og skovbrug. Danmarks Statistik, København.
- Hansen, E.M. 2003. Efterafgrøder under nuværende praksis. I: Jørgensen, U. (red.) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF Rapport Markbrug nr. 103, s. 93-102.

- Hansen, E.M., Kyllingsbæk, A., Thomsen, I.K., Djurhuus, J., Thorup-Kristensen, K. & Jørgensen, V., 2000. Efterafgrøder – dyrkning, kvælstofoptagelse, kvælstofudvaskning og eftervirkning. DJF rapport Markbrug nr. 37.
- Hansen, E.M., Christensen, B.T., Jensen, L.S. & Kristensen, K., 2004. Carbon sequestration in soil beneath long-term *Miscanthus* plantations as determined by ^{13}C abundance. *Bio-mass Bioenergy* 26, 97-105.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S., 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport Markbrug nr. 54.
- Hütsch, B.W., 2001. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production – invited paper. *Eur. J. Agron.* 14, 237-260.
- Kristiansen, S.M., Hansen, E.M., Jensen, L.S. & Christensen, B.T., 2004. Natural ^{13}C abundance and carbon storage in Danish soils under continuous silage maize. *Eur. J. Agron.*(fremsendt)
- Krogh, L., Noergaard, A., Hermansen, M., Greve, M.H., Balstroem, T. & Breuning-Madsen, H., 2003. Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 96, 19-28.
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G., 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 421-431.
- Skjemstad, J.O., Taylor, J.A. & Smernik, R.J., 1999. Estimation of charcoal (char) in soils. *Comm. Soil Sci. Plant Analyses* 30, 2283-2298.
- Skjemstad, J.O., Reicosky D.C., Wilts, A.R. & McGowan, J.A., 2002. Charcoal carbon in U.S. agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1249-1255.
- Thomsen, I.K. & Olesen, J.E., 2000. C and N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. *J. Agric. Sci., Camb.* 153, 151-159.

E. Reduktion af drivhusgasemissioner ved biogasanlæg, primært biogasfællesanlæg

Kurt Hjort-Gregersen¹ og Sven G. Sommer²

¹ Fødevareøkonomisk Institut, Afd. for Jordbrugets Driftsøkonomi

² Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsteknik

E.1 Sammendrag

Biogasfællesanlæg er anlæg, der behandler husdyrgødning fra et antal landbrugsbedrifter, og organisk industriaffald, med henblik på produktion af biogas. Anlæggene er altid tilsluttet et kollektivt varmforsyningsnet. Biogasfællesanlæg bidrager til løsning af en række miljøproblemer indenfor både energi og landbrug, idet der substitueres fossilt brændsel, hvorved CO₂ emissionen reduceres. Gennem den ændrede gødningshåndtering reduceres også emission af CH₄ og N₂O. Det har også vist sig at driften af biogasfællesanlæggene har effekt for bl.a. kvælstofudvaskningen. Der er således en række eksternaliteter, der skal tages i betragtning ved beregning af omkostningerne til reduktion af drivhusgasser. Analyserne har vist, at drivhusgas reduktionsomkostningerne er lave ved biogasfællesanlæg, i gunstige tilfælde endda negative, når eksternaliteterne værdisættes og inddrages.

E.2 Beskrivelse af teknologien

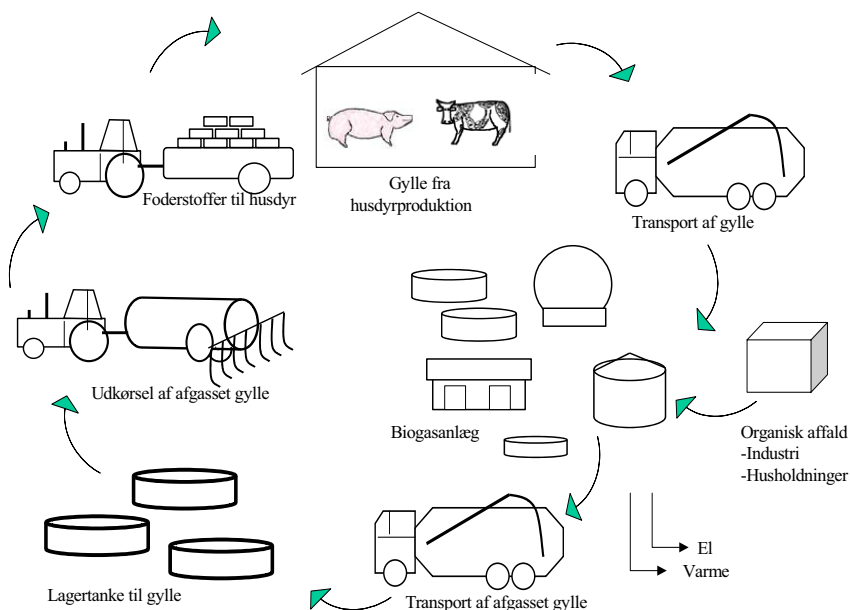
Et biogasanlæg modtager og behandler husdyrgødning fra landbruget med henblik på produktion af biogas. Der skelnes mellem to hovedtyper af anlæg, gård- og fællesanlæg. Grænserne er flydende, men gårdanlæg placeres oftest ved en husdyrproducerende landbrugsbedrift, hvorimod fællesanlæg ofte placeres centralt i forhold til en række landbrugsbedrifter, som er tilsluttet. En afgørende forskel er, at varmeproduktionen for fællesanlægs vedkommende er tilsluttet den kollektive varmforsyning.

Fællesanlæg er mest veldokumenterede mht. effekter for næringsstofudnyttelse og miljø. Og resultaterne herfra kan ikke uden videre antages også at gælde for gårdbiogasanlæg, idet sammensætningen af den tilførte biomasse som oftest er grundlæggende forskellig. Resultaterne i nærværende fremstilling er baseret på erfaringerne fra fællesanlæg.

Ved fællesanlæg transporteres husdyrgødning fra et antal landbrugsbedrifter og organisk affald fra fødevareindustri og husholdninger i lukkede lastvognsslamsugere til biogasanlægget. I biogasanlægget foregår en opblanding af materialerne, der foretages en hygiejnisering, og det udrådnes under iltfri forhold i 12-25 dage. Under udrådningsprocessen frigives biogas, der sælges eller anvendes i et kraft varmeanlæg til produktion af el og varme, som sælges til kollektive forsyningsnet. Det færdigudrådnede materiale transporteres igen med lastbil retur til

landmændene, hvor det opbevares i gyllelagertanke, enten ved gårdene, eller decentralt i området, alt efter hvor den skal anvendes som gødning.

Tilsætningen af affald sker primært for at øge biogasproduktionen, men også fordi der almindeligvis opnås et behandlingsgebyr for modtagelse af affaldet.



Figur E.1. Skitse over biogasfællesanlæggets forretningskoncept.

Biogasfællesanlæggets hovedfunktion er således at producere energi, men samtidig recirkuleres organisk affald fra samfundet, der anvendes som gødning sammen med landbrugets egen husdyrgødning. Anlæggene omfatter hygiejniseringsstrin, hvor biomassen udsættes for 70 °C i en time eller tilsvarende. Fra 1. maj 2003 kræves pasteurisering for anlæg der anvender affald af animalsk oprindelse. I biogasprocessen sker der en omsætning af organisk materiale, hvorved en del af de lugtstoffer fjernes, som ellers findes meget generende ved udkørsel af konventionel gylle. Den afgassede biomasse er endvidere mere homogen, så den er lettere at håndtere, den kan deklareres næringsstofmæssigt, hvorved den er lettere at afsætte til planteavlere eller andre, der har jord nok.

Anvendelsen af organisk affald medfører måske, at området belastes med yderligere næringsstoffer. Det afhænger af hvorledes dette affald ellers ville blive afsat. Det er tidligere vurderet (Nielsen et al., 2002), at størstedelen af affaldet under alle omstændigheder ville blive udbragt på landbrugsjord, men naturligvis ikke nødvendigvis i de mest husdyrtætte områder.

Transporten af gylle og affald medfører øget lastvognstransport i lokalområdet, hvilket øger slidet på lokale veje, giver øgede trafikgener og en risiko for flere trafikuheld.

E.3 Kapacitet

Biogasbehandling af husdyrgødning og affald påvirker emissionen af drivhusgasser på flere måder:

1. I biogasanlægget omsættes organisk stof til biogas. Biogas består af den brændbare gas methan og CO₂, en mindre mængde svovlbrinte, partikler og vand. Når gassen er rensat anvendes den i et kraftvarme anlæg til produktion af el og varme. Den producerede elektricitet sælges til elnettet, og varmen afsættes til en lokal fjernvarmeforsyning. Derved erstattes fossile brændsler til el og varmeproduktion, og emissionen af drivhusgassen CO₂ reduceres. Der skal dog ske modregning for eget forbrug af elektricitet og evt. motorbrændstof. Reduktionspotentiallet afhænger af hvor stor en gasproduktion, der kan opnås ud fra den forhåndenværende biomasse.
2. I konventionelle lagertanke til opbevaring af gylle og affald foregår der en vis anaerobisk omsætning af omsætteligt organisk stof. Herved frigives en vis mængde af metan (CH₄). Biogasbehandlingen reducerer gødningens indhold af omsætteligt organisk kulstof, derved reduceres metanudledningen i forbindelsen med lagring af gylle.
3. Der forekommer lattergasemissioner fra jorden efter udbringning af husdyrgødning og affald. Det sker både i forbindelse med nitrifikation og denitrifikation, især under iltfri forhold, og især hvis der er lav pH og letomsætteligt organisk stof til stede. Biogasbehandlingen fjerner det lettest omsættelige tørstof, hvorved behandlingen alt andet lige betinger en reduktion i emissionen af lattergas.

Potentialet for at reducere methanemissionen fra lagret gylle ved forgæring af gyllen i biogasanlæg er beregnet af Sommer et al. (2001). I beregningen indgår at methanemissionen fra lagret gylle bliver reduceret og at metan som drivmiddel til el og varmeproduktion reducerer forbruget af fossilt brændsel (substitution). Der er regnet på et system, hvor biogas produceres som på nuværende anlæg (Biogas I) og et system hvor man undgår emission af metan i gylle lagret i gyllekanaler i stalde ved enten at afkøle gyllen eller udmuge gyllen dagligt (Biogas II). En vigtig forudsætning for beregningerne er, at forgæringen i biogasanlægget reducerer indholdet af omsætteligt kulstof med 90%, og at gyllen er afkølet til omgivelsernes temperatur ved udledning. Beregningerne viser, at afgang af svinegylle kan reducere drivhusudledningen fra 1,4 kg CO₂ ækv kg⁻¹ VS, til hhv. 0,8 kg CO₂ ækv kg⁻¹ VS (Sommer et al., 2001).

Resultaterne herfra blev anvendt af Nielsen et. al. (2002). Heraf fremgår bl.a. drivhusgasserne relative betydning, som er gengivet i tabel E.1. Den samlede drivhusgasreduktion er kvantificeret på baggrund af Sommer et al. (2001) for et standard biogafællesanlæg. Der blev anvendt et relativt stort biogafællesanlæg, med en daglig behandlingskapacitet på 550 m³ biomasse pr. dag, hvoraf 20% udgøres af organisk industriaffald, resten af kvæg og svinegylle. Afgørende for den beregnede reduktion af CO₂ emissionen er, at det gennemsnitlige

gasudbytte er fastsat til 32,6 m³ biogas pr. m³ biomasse behandlet. Dette svarer til niveauet på en række større og nyere eksisterende biogafællesanlæg. Ændres andel og sammensætning af det tilførte affald vil resultaterne ændres både mht. emission af CO₂, CH₄ og N₂O.

Tabel E.1 viser, at den største reduktion målt i CO₂ ækvivalenter hidrører fra reduceret metanemission. Den reduktion, der hidrører fra fortrængt fossil energi er dog næsten af samme størrelsesorden. Mindst, men dog ikke uden betydning, er reduktionen i lattergasemission. Ved biogasbehandlingen er der modregnet øget emission som følge af elforbrug til proces, motorbrændstof til transport samt uforbrændt metan, der undslipper kraftvarmeanlægget. Den samlede reduktion i drivhusgasemission ved biogasbehandling andrager knap 18 kt CO₂ ækv år⁻¹, svarende til ca. 90 kg CO₂ ækv pr. ton biomasse behandlet.

Tabel E.1. Drivhusgasreduktion ved behandling i biogafællesanlæg (Sommer et al. 2001; Nielsen et al., 2002).

		Konventionel	Biogasbehandling	Reduktion ved biogasbehandling
Kuldioxid, CO ₂				
Gassalg	t CO ₂	0	-7.134	-7.134
Elsalg (netto)	t CO ₂	0	-1.149	-1.149
Transport	t CO ₂	0	290	290
I alt CO ₂	t CO ₂	0	-7.993	-7.993
Metan, CH ₄				
Svinegylle	t CH ₄	197,7	97,2	-100,5
Kvæggylle	t CH ₄	263,1	183,6	-79,5
Affald	t CH ₄	313,7	75	-233,6
KV-anlæg	t CH ₄	0	7,9	7,9
I alt CH ₄	t CH ₄	774,4	363,7	-410,6
CO ₂ ækv.	t CO ₂ -ækv	16.262	7.638	-8.623
Lattergas, N ₂ O				
Svinegylle	kg N ₂ O	2.483	1.489	-1014
Kvæggylle	kg N ₂ O	2.518	1.601	-917
Affald	kg N ₂ O	3.128	694	-2.434
I alt N ₂ O	kg N ₂ O	8.128	3.763	-4.365
CO ₂ ækv.	t CO ₂ -ækv	2.520	1.167	-1.353
Drivhusgas i alt				
CO ₂ ækv.	t CO ₂ -ækv	18.782	812	-17.970
Specifik reduktion	t CO ₂ -ækv t ⁻¹ biomasse be- handl.			-0,090

E.4 Koncepter

Biogasfællesanlægget kan opfattes som et selvstændigt koncept, der kan skydes ind mellem stald og markanvendelsen af husdyrgødning. Erfaringsmæssigt har der næsten udelukkende været tale om husdyrgødning i form af gylle, fordi der så har kunnet anvendes et enstrengt transportsystem, idet slutproduktet ligeledes er flydende. Det afgassede produkt er homogen og letflydende, og dermed særdeles velegnet til moderne præcisionsudstyr til udkørsel af gylle.

Anvendelse af moderne separationsteknologi kan dog meget vel medføre, at anlæggene i fremtiden vil modtage tørstoffraktioner fra separeret rågylle. De tilbageværende flydende fraktioner vil uden yderligere behandling kunne anvendes på oprindelsesstedet eller eksporteres.

E.5 Udbredelse på landsplan

Der findes i dag 20 biogasfællesanlæg og 50-55 gårdbiogasanlæg i drift på landsplan. De findes fortrinsvist i relativt husdyrtætte områder i Jylland, dog er der endnu ingen fællesanlæg i de mest husdyrintensive områder. Der findes to mindre fællesanlæg på Sjælland, et på Lolland, tre på Fyn og resten dvs. 14 findes i Jylland. Gårdbiogasanlæggene findes fortrinsvist i Nord, Midt og Vestjylland. Danske biogasanlæg behandlede i 2001 1,7 mio. m³ biomasse, heraf 1,4 mio. m³ husdyrgødning. Heraf behandlede fællesanlæggene ca. 1,2 mio. m³ husdyrgødning og gårdanlæggene 0,2 mio. m³. Biogasbehandlingen af gylle udgør en meget lille del af den samlede produktion af husdyrgødning i Danmark, hvorimod andelen af organisk affald givet er langt større, men den samlede mængde kendes ikke. Ved anvendelse af resultaterne i tabel E.1 kan det beregnes, at de eksisterende anlæg bidrager med en reduktion i drivhusgasemissionen på 153 kt CO₂ ækv år⁻¹.

E.6 Historisk udvikling

Det første biogasfællesanlæg blev etableret i 1984, som det første af tre nordjyske anlæg, der blev etableret i perioden 1984-87. Tanken med disse anlæg var, at de skulle forsyne et lokalsamfund med vedvarende energi. Det var først med vandmiljøplanen i midten af 1980'erne, at de landbrugsmæssige aspekter blev aktuelle. Der blev stillet krav om en vis lagertankkapacitet, og harmonireglerne blev indført. Mange landmænd indså dengang, at biogasfællesanlæg kunne lette deres tilpasning til de nye regler.

Biogasselskabet kunne foretage investeringerne i lagertanke, og transportsystemet kunne lette overførslen af overskudsgylle. Det viste sig at være en økonomisk attraktiv og fleksibel løsning, som mange deltagende landmænd har været tilfredse med. Planlægningen af de fleste store biogasfællesanlæg blev påbegyndt sidst i firserne og etableret i perioden 1989-95. Fra 1995 skulle lagertankkapaciteten ifølge lovgivningen være fuldt udbygget. Efter dette faldt

udbygningstakten med denne type anlæg betydeligt. Der blev så etableret en række såkaldte barmarksværker, dvs. etablering af biogasanlæg i et område, hvor der ikke hidtil har været kollektiv varmforsyning, hvor der derfor også skal etableres et nyt fjernvarmenet. Ved etablering af barmarksværk, var det igen energiforsyningen, der var det centrale for initiativtagerne, der for en stor dels vedkommende var varmemeforbrugere. Siden 1998 er der ikke etableret nye biogasfællesanlæg. Der har været, og er fortsat initiativgrupper, der arbejder med planer for realisering af projekter, bl. a. i de mest husdyrintensive områder, Als, Bjerre Herred, Mors og Thy, hvor forudsætningerne for etablering af anlæg, i hvert fald når det gælder forsyningen med husdyrgødning, ikke findes bedre i Danmark. Medvirkende til stagnationen i antallet af anlæg er, at der med elreformen fra 1999 blev skabt tvivl om de fremtidige afregningsvilkår for biogasproduceret elektricitet, en usikkerhed, der først på det seneste er afklaret.

Der er interesse for nye anlæg blandt landmændene, ikke mindst på grund af mulighederne for separering af gylle i forbindelse med biogasfællesanlægget, og den deraf følgende mulighed for at afsætte overskydende næringsstoffer, og dermed opnå lempelser fra lovgivningens areal og harmonikrav.

E.7 Økonomi

Omkostninger til reduktion af drivhusgasemissionen ved biogasfællesanlæg, der også kaldes CO₂ skyggeprisen, blev analyseret i Nielsen et al. (2002) på basis af Sommer et al. (2001), som en del af de samfundsøkonomiske analyser. Analyserne blev gennemført som niveauopdelte samfundsøkonomiske analyser, hvor der gradvist blev inddraget flere værdisatte eksternaliteter. Analyserne blev gennemført på følgende niveauer:

Resultat 0: Ingen værdisatte eksternaliteter inddraget

Resultat 1: Her inkluderes værdisatte landbrugsmæssige gevinster og ændret håndtering af organisk industriaffald

Resultat 2: Yderligere inddragelse af værdisat reduktion i kvælstofudvaskning

Resultat 3: Foruden ovenstående inddrages værdien af reducerede lugtgener.

Tabel E.2 viser drivhusgasreduktionsomkostningerne for tre størrelseskategorier af biogasfællesanlæg i de forskellige analyseniveauer. Der vises alene tal for basisscenariet, dvs. 20 % organisk industriaffald og et gennemsnitligt gasudbytte på 32,6 m³ biogas pr. m³ biomasse behandlet, svarende til forholdende hos de eksisterende anlæg.

Tabel E.2. Drivhusgasreduktionsomkostninger i $\text{kr t}^{-1} \text{CO}_2\text{-ækv}$ (Nielsen et al., 2002).

Anlægsstørrelse i ton biomasse tilført pr. dag	300	550	800
Resultat 0	514	369	314
Resultat 1	141	0	-53
Resultat 2	108	-33	-86
Resultat 3	67	-73	-126

Tabel E.2 viser, at der opnås lave drivhusgasreduktionsomkostninger når værdien af ekster-naliteter inddrages. I de gunstigste tilfælde er omkostningerne negative, hvilket betyder, at der er en samfundsøkonomisk gevinst ved at reducere CO_2 ved biogasfællesanlæg. Det er net-op det særlige ved biogasfællesanlæg, at der opnås en vifte af afledte miljø og landbrugsmæs-sige effekter, der er værdisat i den samfundsøkonomiske analyse. Især værdien af recirkule-ring af organisk industriaffald vejer tungt, men værdien af f.eks. forbedret gødningsudnyttelse er også væsentlig. Ændringer i disse forudsætninger for kommende generationer af anlæg vil ændre reduktionsomkostningerne

E.8 Fremtid

Ved et udredningsarbejde under Miljøministeriet og Økonomi og Erhvervsministeriet vedr. biogassens fremtidige rolle i den nationale klimapolitik og rammebetingelserne i den forbin-delse, har Energistyrelsen foretaget nogle skøn for den fremtidige udbygning med biogasan-læg. Tabel E.3 viser Energistirelsens skøn for en fremtidig udvikling over en 10 årig periode.

Tabel E.3. Skøn for udvikling i behandlet biomasse-mængde ($\text{mio. m}^3 \text{år}^{-1}$) (Energistirel-sen).

Mio. m^3 pr. år	Behandlet mængde i 2001	Yderligere mængde over 0 - 10 år	Behandlet mængde i alt efter 10 år
Husdyrgødning+ mavetarmindehold	1,4	4,3	5,7
Organisk industriaffald	0,3	0,7	1,0
I alt	1,7	5,0	6,7

Det vurderes således, at der er et betydelig potentiale for udbygning med biogasanlæg i Dan-mark. En udbygning af denne størrelsesorden vil, ved anvendelse af resultaterne i tabel E.1 medføre en stigning i niveauet for reduktion af drivhusgasser i tiårsperioden til i alt ca. 600 kt CO_2 ækv år^{-1} .

E.9 Referencer

- Sommer, S.G., Møller, H.B. & Petersen, S.O., 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved Biogasbehandling. DJF rapport - Husdyrbrug, 31, 53 pp.
- Nielsen, L.H., Hjort-Gregersen, K., Thygesen, P. & Christensen, J., 2002, Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg - med tekniske og selskabsøkonomiske baggrundsanalyser. Fødevareøkonomisk Institut, København, Rapport nr. 136.

F. Scenarier for klimaændringer

Anne Mette K. Jørgensen, Danmarks Meteorologiske Institut

Fremtidens befolkningsudvikling og den økonomiske og teknologiske udvikling vil føre til en forsat menneskeskabt udledning af drivhusgasser og dermed en øget koncentration i atmosfæren og et bidrag til drivhuseffekten. Der er imidlertid vanskeligt at forudsige udviklingen i de faktorer, som bestemmer udviklingen i udslippene, fordi forskellige internationale udviklingstendenser har afgørende betydning. Det gælder spørgsmål som udviklingen af en global økonomi kontra en regionalisering af markederne samt mulige fremtidige livsstilsændringer, der kan gå imod et mindre materielt forbrug og dermed relativt små drivhusgasudslip, eller kan gå i retning af højere energi- og ressourceforbrug og dermed højere udslip. En anden vigtig faktor er udviklingslandenes fremtid, hvor høje økonomiske vækstrater og højt energiforbrug som i de industrialiserede lande kan blive en stor kilde til drivhusgasudslip i fremtiden. Klimaspørgsmålet er således dybt integreret med generelle økonomiske udviklingsspørgsmål.

For at vurdere nødvendigheden/virkningen af eventuelle indgreb mod udslip af drivhusgasser er det nødvendigt at gøre sig en række forestillinger om fremtiden. Sådanne forestillinger er som nævnt behæftet med store usikkerheder, og derfor opstilles såkaldte scenarier. Scenarier er ikke prognoser, men *mulige* fremtidige globale samfundsudviklinger. FN's klimapanel IPCC har senest i 2000 gennemført et omfattende scenariearbejde, som viser en række mulige alternative udviklingsperspektiver (IPCC, 2000). IPCC's særrapport om scenarier indeholder i alt 40 scenarier, som er samlet i fire grupper betegnet A1, A2, B1 og B2. I hver gruppe er udvalgt et mærkescenario. De fire grupper opdeler scenarierne alt efter om hovedvægten lægges på økonomi eller miljø og på globalt eller regionalt orienteret udvikling:

- A1. En fremtidig verden i meget hurtig økonomisk vækst. Verdensbefolkningen topper i midten af århundredet, og der sker en hurtig introduktion af nye mere effektive teknologier. A1-familien omfatter tre "underfamilier" hvor der fortrinsvis anvendes fossile brændsler (A1F) eller ikke-fossile energikilder (A1T) samt en balanceret blanding af alle energikilder (A1B).
- A2. En mere heterogen verden med forsat stigning i verdensbefolkningen og langsommere teknologisk udvikling.
- B1. En verden, der i visse henseender minder om A1, men i højere grad satser på service og informationsbaseret økonomi samt bæredygtige teknologier.
- B2. En verden der har forsat befolkningsvækst, men dog mindre end i A2 samt en langsommere og mere forskelligartet teknologisk udvikling end A1 og B1.

Tilsammen dækker scenarierne 40 kombinationer af vækst i verdensbefolkning (ca. 7-15 milliarder), vækst i globalt bruttonationalprodukt (ca. 11-26 gange), fordeling af energiproduktion på fossile og ikke-fossile energikilder m.m. Selvom nogle optimistiske scenarier indebærer et fald i *udslippet* af CO₂, indebærer alle en stigning i *koncentrationen* fra den nuværende på

ca. 370 ppm (milliontedele) til – inklusive usikkerheden – fra under 500 til over 1000 ppm frem mod år 2100. Samtidig sker der ændringer i koncentrationen af de øvrige drivhusgasser – groft taget efter samme mønster.

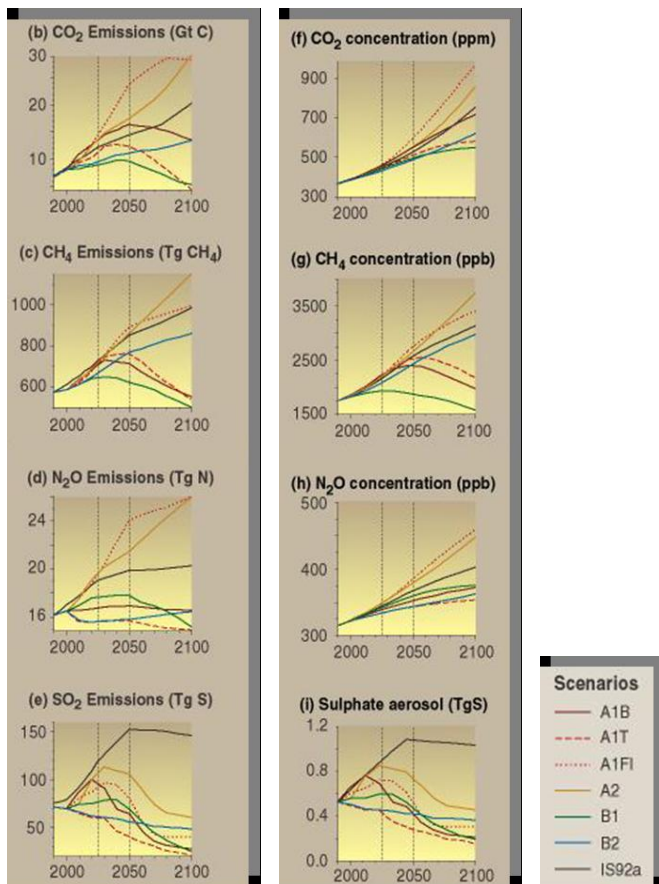
Når det skal beregnes hvilke fremtidige klimaændringer, som vil være resultatet af forskellige scenarier for udslip, anvendes modeller for kulstofkredsløbet og atmosfærekemiske modeller til at beregne de fremtidige koncentrationer i atmosfæren.

Figur F.1 viser de globale udslip af drivhusgasserne CO₂, CH₄ og N₂O samt sulfat og de resulterende koncentrationer for mærkescenarierne. Scenarierne indeholder ikke en klimapolitik og repræsenterer på den måde alle en slags ”Business-as-usual”.

For kuldioxid ligger de globale udslip mellem knap 4 og næsten 30 Gt C år⁻¹ i 2100. Alle scenarierne fører til øget kuldioxidkoncentration i atmosfæren, også scenariet med faldende udslip. Koncentrationerne i 2100 vil ligge mellem 490 ppmv og 1260 ppmv. I procent er der tale om en stigning på mellem 75 og 350 % i forhold til det før-industrielle niveau på 280 ppmv. For metan ligger koncentrationerne i 2100 fra lidt lavere værdier end i dag for B1-scenariet til mere end en fordobling i A2-scenariet. For lattergas stiger koncentrationerne mellem knap 10% og 50%.

F.1 Referencer

IPCC, 2000. Emissions Scenarios. A Special Report of the Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. I: Nakicenovic, N. et al. (red.). Cambridge University Press, Cambridge.



Figur F.1. Globale udslip af drivhusgasserne CO₂, CH₄ og N₂O samt sulfat og de resulterende koncentrationer for IPCC's mærkescenarier (IPCC, 2001).

Jordbrug og klimaændringer

- samspil til vandmiljøplaner

Jørgen E. Olesen, Steen Gyldenkærne, Søren O. Petersen, Mette Hjorth Mikkelsen, Brian H. Jacobsen, Lars Vesterdal, Anne Mette K. Jørgensen, Bent T. Christensen, Jens Abildtrup, Tove Heidmann og Gitte Rubæk



DJF Foulum

Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919
djf@agrsci.dk. www.agrsci.dk

Direktion
Administration

Afdeling for Råvarekvalitet
Afdeling for Husdyravl og Genetik
Afdeling for Husdyrernæring og Fysiologi
Afdeling for Husdyrsundhed og Velfærd
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

Afdeling for Mark- og Stalddrift
Kommunikationsafdelingen
Centerdrift Foulum

DJF Årslev

Kirstinebjergvej 10, 5792 Årslev
Tlf. 6390 4343. Fax 6390 4390

Afdeling for Havebrugsproduktion

DJF Flakkebjerg

Flakkebjerg, 4200 Slagelse
Tlf. 5811 3300. Fax 5811 3301

Afdeling for Plantebiologi
Afdeling for Plantebeskyttelse
Centerdrift Flakkebjerg

DJF Bygholm

Postboks 536
Schüttesvej 17, 8700 Horsens
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6100

Afdeling for Jordbrugsteknik
Driftsfunktion

DJF Sorgenfri

Skovbrynet 14, 2800 Kgs. Lyngby
Tlf. 4587 8055 . Fax 4593 1155
Skadedyrlaboratoriet

Enheder på andre lokaliteter

Afdeling for Sortsafprøvning

Teglværksvej 10, Tystofte
4230 Skælskør
Tlf. 5816 0600. Fax 5816 0606

Askov Forsøgsstation

Vejenvej 55, 6600 Vejen
Tlf. 7536 0277. Fax 7536 6277

Den økologiske Forsøgsstation Rugballegård

Postboks 536, 8700 Horsens
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6102

Foulumgård

Postboks 50
8830 Tjele
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919

Jyndevad Forsøgsstation

Flensborgvej 22, 6360 Tinglev
Tlf. 7464 8316. Fax 7464 8489