

# EFFEKTER AF TILTAG TIL REDUKTION AF LAND- BRUGETS UDLEDNINGER AF DRIVHUSGASSER

JØRGEN E. OLESEN, UFFE JØRGENSEN, JOHN E. HERMANSEN, SØREN O. PETERSEN, JØRGEN ERIKSEN, KAREN SØEGAARD, FINN P. VINThER, LARS ELSGAARD, PETER LUND, JAN V. NØRGAARD OG HENRIK B. MØLLER

DCA RAPPORT NR. 027 · AUGUST 2013



AARHUS  
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



# EFFEKTER AF TILTAG TIL REDUKTION AF LAND- BRUGETS UDLEDNINGER AF DRIVHUSGASSER

---

DCA RAPPORT NR. 027 · AUGUST 2013



AARHUS  
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

**Jørgen E. Olesen, Uffe Jørgensen, John E. Hermansen, Søren O. Petersen, Jørgen Eriksen, Karen Søegaard, Finn P. Vinther, Lars Elsgaard, Peter Lund<sup>1)</sup>, Jan V. Nørgaard<sup>1)</sup> og Henrik B. Møller<sup>2)</sup>**

Aarhus Universitet

Institut for Agroøkologi

<sup>1)</sup> Institut for Husdyrvidenskab

<sup>2)</sup> Institut for Ingeniørvidenskab

Blichers Allé 20

Postboks 50

8830 Tjele

# EFFEKTER AF TILTAG TIL REDUKTION AF LANDBRUGETS UDLEDNINGER AF DRIVHUSGASSER

---

Serietitel DCA rapport  
Nr.: 027  
Forfattere: Jørgen E. Olesen, Uffe Jørgensen, John E. Hermansen, Søren O. Petersen, Jørgen Eriksen, Karen Søegaard, Finn P. Vinther, Lars Elsgaard, Peter Lund, Jan V. Nørgaard og Henrik B. Møller  
Udgiver: DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk, hjemmeside: www.dca.au.dk  
Rekvirent: NaturErhvervstyrelsen  
Forsidefoto: DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. "På AU Foulum undersøges, hvordan udledninger af klimagasser fra husdyrgødning kan reduceres".  
Tryk: www.digisource.dk  
Udgivelsesår: 2013  
Gengivelse er tilladt med kildeangivelse  
ISBN: 978-87-92869-63-0  
ISSN: 2245-1684  
Rapporterne kan hentes gratis på [www.dca.au.dk](http://www.dca.au.dk)

## Videnskabelig rapport

Rapporterne indeholder hovedsageligt afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, vidensynteser, rapporter og redegørelser til myndigheder, tekniske afprøvninger, vejledninger osv.

## **Forord**

Ifølge regeringsgrundlaget skal der udarbejdes en klimaplan, som skal indeholde en bruttoliste over relevante drivhusgasreducerende virkemidler inden for forskellige sektorer, herunder landbruget. NaturErhvervstyrelsen har derfor anmodet DCA om en beskrivelse og vurdering af de mulige virkemidler og deres potentiale til reduktion af drivhusgasudledninger inden for landbruget.

Denne rapport giver en oversigt over potentiale og effekter af en række tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser, og der er desuden medtaget en række tiltag, som også øger bioenergiproduktionen i landbruget. Rapporten er blevet til i tæt dialog med Institut for Fødevarer- og Resourceøkonomi ved Københavns Universitet, som benyttet de anførte potentialer og emissionsreduktioner til beregning af samfundsøkonomiske konsekvenser af introduktion af disse tiltag.

Rapporten er udarbejdet som led i "Aftale mellem Aarhus Universitet og Fødevarerministeriet om udførelse af forskningsbaseret myndighedsbetjening m.v. ved Aarhus Universitet, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 2012-2015".

Vi vil gerne sige tak til alle bidragsydere i øvrigt.

Foulum, august 2013

Susanne Elmholt

Seniorforsker, koordinator for myndighedsrådgivning ved DCA



## Indholdsfortegnelse

1. Indledning.....	7
2. Emissionsfaktorer .....	7
3. Potentiale og muligheder for reduktioner .....	8
3.1 Biomasse .....	8
3.1.1 Halm til brændsel i kraftvarme.....	8
3.1.2 Alternative anvendelser af biomasse .....	8
3.1.3 Muligheder for at øge halmressourcen .....	9
3.1.4 Biogas af husdyrgødning .....	9
3.1.5 Biogas af græs fra naturpleje .....	11
3.1.6 Biogas af majs.....	11
3.1.7 Biogas af økologisk kløvergræs.....	12
3.1.8 Biogas af konventionel rajsvingel.....	12
3.2 Husdyr .....	12
3.2.1 Ændret fodring til malkekøer .....	12
3.2.2 Forlænget laktation hos malkekøer .....	14
3.2.3 Genetisk selektion.....	14
3.3 Håndtering af husdyrgødning .....	15
3.3.1 Forsuring af gylle.....	15
3.3.2 Overdækning af gyllebeholdere .....	16
3.3.3 Køling af gylle i svinestalde .....	17
3.4 Gødskning.....	17
3.4.1 Nitrifikationshæmmere til handelsgødning .....	17
3.4.2 Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning .....	18
3.4.3 Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning.....	18
3.4.4 Skærpelse af udnyttelseskravet til udvalgte typer husdyrgødning .....	18
3.4.5 Reduktion af N-kvoten med 10 procent .....	18
3.4.6 Flere bælglplanter i græsmarkerne.....	19
3.5 Arealanvendelse.....	19
3.5.1 Omlægning til flerårige energiafgrøder .....	19
3.5.2 Yderligere efterafgrøder ud over Grøn Vækst .....	20
3.5.3 Mellemafgrøder.....	20
3.5.4 Udtagning af højbund til græs .....	20
3.5.5 Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning .....	20
3.5.6 Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning .....	21
3.5.7 Vedvarende græsmarker.....	21
3.5.8 Fremme af sædskifte med flerårige afgrøder/græsmarker .....	23
3.5.9 Skovrejsning.....	24
3.5.10 Reduceret jordbearbejdning.....	24
3.6 Forbrug af animalske produkter .....	25

4. Tiltag til reduktioner .....	28
4.1 Biomasse .....	28
4.1.1 Halm til brændsel i kraftvarme.....	28
4.1.2 Halm til forgasning og med returnering af biochar til jorden .....	28
4.1.3 Biogas af græs fra naturpleje .....	29
4.1.4 Biogas af majs.....	30
4.1.5 Biogas af økologisk kløvergræs.....	31
4.1.6 Biogas af konventionel rajsvingel.....	31
4.2 Husdyr .....	32
4.2.1 Ændret fodring til malkekøer .....	32
4.2.2 Forlænget laktation hos malkekøer .....	33
4.3 Håndtering af husdyrgødning .....	33
4.3.1 Forsuring af gylle .....	34
4.3.2 Overdækning af gyllebeholdere .....	35
4.3.3 Køling af gylle i svinestalde .....	35
4.3.4 Biogas af husdyrgødning.....	35
4.3.5 Biogas af separeret husdyrgødning .....	36
4.4 Gødskning .....	37
4.4.1 Nitrifikationshæmmere til handelsgødning .....	37
4.4.2 Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning .....	37
4.4.3 Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning.....	37
4.4.4 Skærpelse af udnyttelseskravet til udvalgte typer husdyrgødning .....	38
4.4.5 Reduktion af N-kvoten med 10 procent .....	38
4.4.6 Flere bælgplanter i græsmarker.....	38
4.5 Arealanvendelse .....	39
4.5.1 Omlægning til flerårige energifgrøder .....	39
4.5.2 Yderligere efterafgrøder ud over Grøn Vækst .....	40
4.5.3 Mellemafgrøder .....	40
4.5.4 Udtagning af højbund til græs .....	41
4.5.5 Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning .....	41
4.5.6 Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning .....	42
4.5.7 Vedvarende græsmarker.....	43
4.5.8 Skovrejsning .....	43
4.5.9 Reduceret jordbearbejdning .....	44
5. Oversigt over tiltag .....	44
Referencer .....	48

## 1. Indledning

Der er i nærværende notat lavet en revurdering af emissionsreduktion og potentialer for reduktion for en række af de tiltag, som har været gennemgået i tidligere rapporter, herunder især Fødevareministeriet (2008) og Olesen et al. (2012a). Potentialet for en del af de nævnte virkemidler har endvidere været genstand for vurdering til reduktion af nitratbelastningen (Andersen et al., 2012), og potentialet for de samme virkemidler er derfor sammenlignet i nærværende notat.

Alle effekter af virkemidler er beregnet i forhold til en referencesituation, der beskriver forholdene i fraværet af det reducerende virkemiddel. Som referencesituation anvendes i klimaplanen Energistyrelsens basisfremskrivning 2012. Her forudsættes, at tiltagene i Grøn Vækst gennemføres i fuldt omfang (som f.eks. bioforgasning), dog omfatter dette ikke effekterne af de endnu ikke konkret implementerede tiltag vedrørende kvælstofreduktion på 10.000 ton N/år. Endvidere er etablering af 10.000 ha vådområder og 140.000 ha efterafgrøder fra Grøn Vækst ikke indregnet i Energistyrelsens basisfremskrivning (Gyldenkerne, 2012).

## 2. Emissionsfaktorer

I de hidtidige og nuværende nationale opgørelser af drivhusgasemissioner fra landbruget (Nielsen et al., 2010) er der taget udgangspunkt i den oprindelige metodik til opgørelse af drivhusgasemissioner som beskrevet af IPCC (1997, 2000). Der er dog i den nationale opgørelse på enkelte områder udviklet nationale modifikationer af denne metodik, bl.a. for at tage hensyn til fodringspraksis af køer på metanudledninger og af omfanget af anvendelse af gylle til biogas på emissioner fra husdyrgødning. Desuden er der i den nuværende nationale opgørelse foretaget en revision af beregningen af de indirekte lattergasemissioner fra nitratudvaskning.

Der er her benyttet de nyeste IPCC (2006) guidelines for emissionsberegninger samt opvarmningseffekter af metan og lattergas svarende til 25 og 298 gange CO<sub>2</sub>. De væsentligste ændringer i emissionsberegninger i forhold til IPCC (1997, 2000) omhandler følgende forhold:

- Emissionsfaktoren for lattergas fra tilførsel af handelsgødning, organiske gødninger og planterester ændret fra 0,0125 til 0,010 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N.
- For lagre af husdyrgødning var der tidligere en emissionsfaktor på 0,001 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N for gylle. Dette er i IPCC (2006) ændret til 0,005 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N for lagre med flydelag og 0,000 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N for lagre uden flydelag og for biogasbehandling.
- Emissionsfaktoren for biologisk N fiksering er ændret fra 0,0125 til 0,000 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N.
- Emissionsfaktoren for metan fra gyllebeholdere er ændret, så der opereres med separate emissionsfaktorer for gylle lagret i stald og gødningslager, og hvor emissionfaktoren fra lageret er afhængig af forekomst af flydelag.



### **3. Potentiale og muligheder for reduktioner**

#### **3.1 Biomasse**

##### ***3.1.1 Halm til brændsel i kraftvarme***

Halmen blev i 2009 fjernet fra ca. 1 mio. ha landbrugsjord. Det samlede areal med korn og raps var ca. 1,55 mio. ha. Der vil for en række jorder være et hensyn til jordens frugtbarhed, som kan kræve tilbageførsel af halmen for at opretholde et tilstrækkeligt højt kulstofindhold i jorden (Schjønning et al., 2009). Det antages derfor, at det frem til 2020 kun vil være muligt at øge halmfjernelsen på 100.000 ha. Dette skøn er dog behæftet med betydelig usikkerhed.

##### ***3.1.2 Alternative anvendelser af biomasse***

Den primære anvendelse af halm og flerårige energiafgrøder i dag er til direkte afbrænding i varme- eller kraftvarmeanlæg. Græs fra naturpleje udnyttes kun i pilotskala til biogas. På de store kraftværker er der en udvikling i retning af reduceret halmanvendelse og i stedet indfasning af træpiller, der har både håndteringsmæssige og forbrændingsmæssige fordele for kraftværkerne. Det er derfor relevant også at vurdere andre potentielle energianvendelser af halm og anden afgrødebiomasse. De tre mulige anvendelser er til biogas, termisk forgasning eller bioraffinering.

##### ***Biogas***

Biogasanlæg har behov for tilsætning af energirigt materiale til at supplere den forholdsvis energifattige gylle. Halms omsætning til biogas er meget varierende alt efter halmtypen, neddeling og udrådningsforhold (opholdstid, inokulum af de rette mikroorganismer etc.), og det har desuden været vanskeligt at sikre en god opblanding af halm i biogasreaktoren (Møller, 2012). Nye forsøg med ekstrudering af halm, enggræs og dybstrøelse inden tilføring til biogasreaktoren har tegnet meget lovende, idet der sikres en god opblanding i reaktoren og opnås betydelige merudbytter af biogas (Henrik B. Møller, personlig meddelelse). I forhold til direkte afbrænding af halm vil der ved afgang i biogasanlæg returneres en andel uomsat organisk stof til jorden, hvilket betyder en mindre reduktion i kulstoflagring sammenlignet med direkte afbrænding af halm. Den returnerede mængde kulstof vil afhænge af effektiviteten af halmudnyttelsen, men det antages, at det med ekstrudering vil være muligt at udnytte ca. 70 % af det organiske stof i forhold til ca. 50 % udnyttelse uden forbehandling (Henrik B. Møller, personlig meddelelse). En anden forskel til direkte afbrænding er, at afgang sikrer, at alle næringsstoffer returneres til jordbruget, hvilket specielt for kvælstof og fosfor er en markant ændring.

##### ***Termisk forgasning***

Termisk forgasning har været undersøgt i en lang årrække, og trods de lovende potentialer ved teknologien har det været vanskeligt at komme i kommerciel skala. Men dansk industri ser stadig store potentialer i teknologien og har for nylig fået udarbejdet en strategi for videreudvikling og kommerciali-

sering (Hansen, 2011). Potentielt kan termisk forgasning sikre højere effektivitet, reducerede problemer med korrosion og slaggedannelse, ren biomasseaske (som dermed kan genanvendes) samt en mulighed for at returnere en del af biomassen som biochar (biokoks) i asken.

Også enggræs og energiafgrøder forventes i princippet at kunne forgasses termisk. I tilfælde af våde biomasser vil en fortørring dog være nødvendig før forgasning. I forhold til biogasbehandling af enggræs vil termisk forgasning reducere tilbageførslen af kulstof (der dog vil være mere inert) og tilbageførslen af næringsstoffer, specielt kvælstof.

### *Bioraffinering*

Ved bioraffinering antages alle organiske fraktioner af halmen udnyttet enten til energi eller materialer, således at kulstoffjernelsen ikke er forskellig fra fjernelsen ved direkte afbrænding. En forskel er dog, at det må forventes, at bioraffinering vil sikre, at alle næringsstoffer recirkuleres til jordbruget efter udnyttelse af det organiske stof.

### **3.1.3 Muligheder for at øge halmressourcen**

I rapporten "+10 mio. tons planen" (Gylling et al., 2012) er opstillet scenarier for en øget udnyttelse af halm frem mod 2020. I Business as Usual scenariet antages halmressourcen udnyttet yderligere (udnyttelsen til foder og strøelse bibeholdes, og i alt antages højst 87 % at kunne bjergeres), hvorved i alt halm fra yderligere 309.000 ha (i forhold til 2009) forventes udnyttet. I det biomasseoptimerede scenario omlægges en del af korn- og rapsarealet til højtydende biomasseafgrøder, hvorved den samlede halmproduktion reduceres, og halmudnyttelsen øges med 115.000 ha i forhold til 2009. I miljøscenariet undlades halmfjernelse i områder med kritisk lavt indhold af kulstof i jorden (Dexterindeks > 10), hvorved den øgede halmudnyttelse yderligere reduceres til 62.000 ha mere end i 2009. I både det biomasse- og miljøoptimerede scenario antages to tekniske tiltag, som vil øge udbyttet af halm per ha: 1) Det antages muligt at skifte til kornsorter med 15 % højere halmudbytte, uden at det vil reducere kerneudbyttet. 2) Ved at lægge avner og småhalm ud oven på halmstrengen, i stedet for som i dag at lægge dem under halmstrengen, vil halmballepresseren kunne opsamle 15 % mere af halmen. Tiltag 1 forventes ikke at ændre kulstofbalancen i jorden i forhold til dyrkning af dagens sorter. Ved tiltag 2 vil den øgede halmfjernelse dog direkte afspejle sig i en reduceret tilførsel til jorden.

### **3.1.4 Biogas af husdyrgødning**

Omkring 8 % af den samlede gylleproduktion behandles i dag i biogasanlæg, typisk sammen med andre kilder til organisk tørstof, som kan øge den specifikke gasproduktion. Organisk affald, eksempelvis fra levnedsmiddelindustrien, er en begrænset ressource, og derfor arbejdes der også med at udnytte plantematerialer, og den faste fraktion fra gylleseparation.

I Grøn Vækst aftalen indgik, at 50 % af gyllen skulle behandles til energiformål i 2020, hvoraf hovedparten må forventes at skulle være biogas. Da de økonomiske rammevilkår for etablering og drift af

biogasanlæg ikke har været til stede, er der dog ikke sket den nødvendige udbygning af biogasanlæg i Danmark. Det vurderes derfor som værende urealistisk at kunne opnå målsætningen i Grøn Vækst i 2020. Selv om der nu er lavet en energiaftale med bedre økonomiske rammevilkår for etablering og drift af biogasanlæg, er der for nuværende fortsat problemstillinger i forhold til en række forhold, som bremser fortsat udbygning med biogas. Det drejer sig om først og fremmest om finansiering af etablering af nye anlæg, da der for tiden generelt er meget få midler til finansiering af investeringer i landbruget. Der er desuden problemstillinger i forhold til placering af biogasanlæg, især i forhold til accept hos lokalbefolkningen. Desuden vil biogasanlæg sjældent kunne drives rentabelt alene på gylle, men vil kræve tilførsel af ekstra biomasse, og den eksisterende mængde af letomsætteligt affald til anvendelse i biogas er allerede udnyttet. Det vil derfor kræve dyrkning af energiafgrøder som f.eks. majs eller nye teknologier til udnyttelse af f.eks. halm til biogas. Introduktion af sådanne nye teknologier vil næppe i væsentlig grad kunne ske inden 2020. Her opereres derfor med et regneeksempel med yderligere 10 % biogas i forhold til de 50 % antaget under Grøn Vækst, uagtet at det vurderes som værende urealistisk.

### *Biogas af forsuret husdyrgødning*

Forsuring af gylle med svovlsyre er en velkendt teknologi til reduktion af ammoniaktab, som kan anvendes i stald eller lager, eller ved udbringning (Petersen et al., 2011). Mest udbredt er forsuring med svovlsyre. En sænkning af pH til 6 eller derunder med svovlsyre har vist sig ikke kun at reducere ammoniaktab, men også at hæmme metanproduktionen i gyllen under opbevaring i op til 3 måneder (Petersen et al., 2012a). Årsagen er formentlig et samspil af flere faktorer, som både kan involvere konkurrence om substrater og egentlige toksiske effekter. Eftersom det er de samme biologiske processer, som er ansvarlig for metanproduktion i biogasanlæg, er der potentielt en konflikt imellem gylleforsuring og biogasbehandling af gylle.

Ved Aarhus Universitet er effekten af at kombinere (kvæg)gylleseparation med biogasbehandling undersøgt (Sutaryo et al., 2012). Her blev stigende mængder af fiberfraktionen efter separation af forsuret gylle blandet med ubehandlet gylle og tilført reaktoren. Med et forhold på 30 % fiberfraktion fra forsuret gylle (tørstofindhold 29.8 %) og 70 % kvæggylle (tørstofindhold 6.3 %) blev der opnået en 50 % forøgelse af gasproduktionen. Det ser altså ud til at være muligt at behandle en fiberfraktion fra forsuret gylle i biogasanlæg og opnå et merudbytte af øget biogasproduktion.

Behandling på biogasfællesanlæg er ikke en mulighed, hvis afstanden til nærmeste biogasanlæg er for stor. Men i modsætning til biogasanlæg, så er teknologier til forsuring økonomisk mere overkommelige for den enkelte bedrift. Derfor kan gylleforsuring og biogasbehandling også ses som alternative behandlingsmetoder, der komplementerer hinanden, og ikke nødvendigvis metoder som skal kombineres (Petersen og Olesen, 2011). Med en national målsætning om, at 50 % af gylleproduktionen i Danmark skal behandles i biogasanlæg i 2020, er der fortsat en stor mængde gylle til rådighed for andre behandlingsstrategier.

Da der fortsat er en betydelig mængde gylle til rådighed for biogas, som ikke er forsuret, regnes der ikke med et potentiale for biogasanvendelse af forsuret gylle frem mod 2020. Det kan dog blive en relevant problemstilling, hvis andelen af gylle der anvendes til biogas overstiger 50 %.

### ***Biogas af separeret husdyrgødning***

I forbindelse med afgangning af husdyrgødning på biogafællesanlæg anvendes oftest en blanding af kvæg- og svinegylle. For at skaffe tilstrækkelig driftsøkonomi via gasudbyttet er det oftest nødvendigt at tilsætte yderligere organisk materiale. Der ligger en mulighed i at anvende fast separat fra separation af husdyrgødning som energitilskud i biogafællesanlæg.

Der er her regnet på drivhusgasemissioner for et biogasanlæg, hvor det antages at 75 % af gyllen separeres, og at tørstofdelen heraf anvendes til biogas. Det antages, at der er en separationseffektivitet for den faste del af svinegyllen på 80 % for organisk stof. Der regnes her med et scenarie, hvor 10 % af kvæg- og svinegylle behandles med biogas med 75 % af gylle til separering.

### ***3.1.5 Biogas af græs fra naturpleje***

Vedvarende græsmarker og engarealer udgør et ressourcegrundlag for biomasse til anvendelse i biogasanlæg. Denne udnyttelse vil ikke alene kunne bidrage til energiproduktion, men også medvirke til naturpleje på disse arealer (Nielsen og Hald, 2005). Endvidere vil udnyttelse af græs fra vedvarende engarealer i biogasanlæg formentlig på længere sigt kunne fjerne næringsstoffer fra ådalene og dermed bidrage til et renere vandmiljø.

Erfaringer fra BioM projektet med høst af enggræs i Nørreådalene og efterfølgende anvendelse af græsset til biogas har vist, at der er behov for forbehandling inden græsset kan anvendes i et biogasanlæg (Møller et al., 2012a). Denne forbehandling er nødvendig fordi græsset har vist sig at have et betydeligt højere tørstofindhold (>80 %) end de oprindeligt forudsatte 38 %. Det har vist sig at ekstrudering af biomassen er en effektiv måde til at sikre god opblanding i biogasreaktoren og højt biogasudbytte.

Anvendelse af græs fra naturpleje til biogas vil være afhængig af udbygningen af biogas. Der er dog nu udviklet teknologi til håndtering af græsset i biogasreaktoren, men mangler fortsat bedre og billigere teknologi til høst af græsset. Det skønnes derfor at omfanget vil være beskedent, og potentialet frem til 2020 er derfor sat til 5000 ha. Dette skøn er dog behæftet med meget stor usikkerhed, og vil også i betydelig grad afhænge af den arealmæssige fordeling af græsarealerne, som påvirker omkostningerne ved høst.

### ***3.1.6 Biogas af majs***

Dyrkning af majs til helseudgør en produktiv metode til at skaffe forholdsvis letomsætteligt biomasse til anvendelse i biogasanlæg. Der er dog også knyttede problemstillinger omkring såvel konkurrence med fødevarerproduktion som drivhusgasudledninger til produktion af majs til biogas. Aftaleparterne

bag energiforliget har derfor indgået en aftale om at begrænse anvendelse af majs til biogas således at anvendelse af majsensilage i perioden 2018-2020 højest må udgøre 12 % målt som vægtinput. Med et gennemsnitligt tørstofindhold på 6 % i gylle og 33 % i majsensilage, svarer dette ca. til et forhold på 0,8 dele tørstof i majs for hver 1 del tørstof i gylle. Hvis halvdelen af den danske gylle skal afgasses i biogasanlæg med tilsætning af majs vil dette kræve produktion af 700.000 ton majstørstof, som med et udbytte på 12 ton tørstof pr. ha vil kræve produktion på ca. 60.000 ha. Dyrkning af majs til biogas vil fortrinsvis erstatte kornproduktion, som lettest lader sig op- og nedskalere.

Der er i undersøgelser fundet at være synergieffekter mellem anvendelse af majs sammen med gylle i biogasanlæg, således at majsensilage øger biogasudbyttet af husdyrgødningen. Denne effekt kan være en forøgelse på 10-15 % (Skøtt, 2012). Disse effekter er dog ikke indregnet her, da de alene påvirker gasudbytter og ikke de øvrige emissioner fra produktionen.

### ***3.1.7 Biogas af økologisk kløvergræs***

Ved dyrkning af kløvergræs i økologiske sædskifter vil der kunne skaffes materiale til biogasproduktion, der desuden vil kunne levere kvælstof til de øvrige afgrøder i sædskiftet. Herved vil biogas af denne kløvergræs kunne erstatte import af konventionel husdyrgødning til økologisk planteavl. Samtidig vil dette medvirke til at øge dyrkningsstabiliteten i den økologiske planteavl. Forsøg har vist, at omfanget af kløvergræs til dækning af kvælstofforsyningen i økologisk planteavl ligger på omkring 20 % af sædskiftearealet (Brozyna et al., 2012). Hvis der antages et arealomfang på 100.000 ha af økologisk planteavl, som vil være afhængig af kløvergræs til kvælstofforsyning, vil dette således give 20.000 ha kløvergræs til biogas.

### ***3.1.8 Biogas af konventionel rajsvingel***

Rajsvingel giver et højt tørstofudbytte og er egnet til biogas. Det vil derfor kunne konkurrere med konventionel majs til biogasproduktion. Derfor sættes det potentielle dyrkningsareal med rajsvingel til samme omfang som biogas til majs, dvs. 60.000 ha.

## **3.2 Husdyr**

### ***3.2.1 Ændret fodring til malkekøer***

#### ***Øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt grovfoder***

Dette tiltag vil indebære øget fodring med kraftfoder, fedt og let fordøjeligt grovfoder, som vil kunne reducere udledningerne af metan fra malkekøerne med ca. 10 % (Johannes et al., 2011). Disse tiltag er mulige på konventionelle malkekvægsbedrifter, mens det kun i mindre grad er muligt på økologiske kvægsbedrifter. Ændret fodring antages relativt hurtigt at kunne indføres, derfor anslås et omfang i 2020 på 80 % hos malkekøerne og 25 % hos andet kvæg. Det betydeligt lavere omfang hos andet kvæg skyldes bl.a., at her er mange af dyrene på græs, hvorfor fodringsændringer ikke er mulige. Også i vin-

terperioden vil en betydelig del af "andet" kvæg f.eks. opdræt og ammekvæg blive fodret med foderrationer, som det umiddelbart er vanskeligt at tilpasse til en reduceret metanemission. Betydningen heraf for den samlede effekt er dog begrænset, da 2/3 af metan stammer fra malkekøerne.

Ændret fodring kan også påvirke gødningens sammensætning, og der er således en mulighed for, at gevinster i form af reducerede emissioner fra malkekøer delvist kompenseres af højere emissioner under lagring (Møller et al., 2012b). Derfor kan fodringstiltag med fordel kombineres med biogasbehandling, som vil kunne udnytte et eventuelt større potentiale for metanproduktion i gødningen. Alternativt vil forsuring af husdyrgødningen kunne reducere metanudledningerne.

### *Nitrat og sulfat i foderet*

Fermentering i vommen hos drøvtyggere resulterer i dannelse af flygtige fedtsyrer samt kuldioxid og brint. Hvis disse slutprodukter ikke fjernes, vil reaktionen gå i stå. De flygtige fedtsyrer absorberes over vomvæggen, mens de metanogene mikroorganismer forbruger overskydende brint, som er fremkommet ved denne forgæring i en energigivende proces, hvor kuldioxid reduceres (reaktion 1). Denne proces er med til at opretholde et lavt brintræk i vommen. Brint bruges også af acetogene bakterier, som kan danne eddikesyre fra kuldioxid og brint (reaktion 2). Den fri energi under normale vomforhold ( $\Delta G$ ) er  $-67,4$  kJ/mol for metanogene mikrober og  $-8,8$  kJ/mol for acetogene mikrober. Begge reaktioner kan således forløbe ( $\Delta G < 0$ ), men dannelse af eddikesyre giver mindre energi end metandannelse og vil normalt ikke være konkurrencedygtig under det herskende lave brintræk i vommen. Sulfatreducerende bakterier forbruger også brint i konkurrence med de metanogene mikrober (ligning 3). Reduktionen af sulfat frigiver en energi på  $-84,4$  kJ/mol, og de sulfatreducerende mikrober kan i modsætning til de acetogene bakterier trives ved et lavere brintræk i vommen, end de metanogene mikrober kan, og når svovl ikke er begrænsende, kan de derfor i teorien udkonkurrere de metanogene mikrober. Imidlertid udgør sulfatreducerende mikrober kun en meget lille og ikke særligt velundersøgt del af den mikrobielle population i vommen. De sulfatreducerende mikrober fordrer en ration med et højt indhold af svovl, og biprodukter som majs glutenfoder, majs bærme og raps-produkter er kendetegnet ved et højt indhold af svovl. Ligeledes kan reduktion af kvælstofforbindelser forbruge brint (reaktion 4), og som for sulfat, er de nitratreducerende mikrober energimæssigt konkurrencedygtige med de metanogene mikroorganismer og begrænset af mængden af tilgængeligt substrat.

De væsentligste veje for omsætning af brint i vommen.

1	Metan	$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
2	Eddikesyre	$4\text{H}_2 + 2\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$
3	Reduktion af S	$\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$
4	Reduktion af N	$4\text{H}_2 + 2\text{H}^+ + \text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$

Problemet med tilsætning af nitrat og sulfat til foderrationen er, at henholdsvis mellemproduktet (nitrit) og slutproduktet (hydrogensulfid) ved de to reaktioner potentielt er skadeligt for dyret. Hvis der sker en ophobning af nitrat i vommen, vil det potentielt kunne ændre hæmoglobins evne til at transportere ilt og dermed reducere dyrets produktionskapacitet. Forsøg har endvidere vist, at tilsætning af sulfat har en meget negativ effekt på foderoptagelsen, men forsøg har imidlertid også vist, at tilsætning af nitrat er en mulighed i praksis, hvis der anvendes en lang periode til optrapning, således at der ikke sker en ophobning af nitrit i vommen. Der er således store muligheder i at erstatte urea i foderet med nitrat, idet man så opnår både en forsyning med N og en reduktion af metanproduktionen. Studier med anvendelse af nitrat og sulfat er udført vha. får og kødkvæg, og der er ikke publiceret data på effekten i malkekøer. Hvis der iværksættes en forskningsindsats til at afdække de potentielle negative effekter, den reelle reduktion i udskillelse af metan, samt den optimale strategi for tildeling, vurderes det, at tilsætning af især nitrat til rationen kan være et særdeles godt virkemiddel til reduktion af udledningen af metan, og potentialet er estimeret til 10-50 % reduktion (Hulshof et al., 2012; Patra, 2012; Zijderveld et al., 2010). Virkemidlet vil kunne anvendes både til malkekøer og til opdræt.

Da tiltaget forudsætter en forsknings- og udviklingsindsats, inden det vil kunne tages i brug, kan der kun gives et meget foreløbigt skøn over, hvor stor udbredelsen kan blive inden 2020. Det skønnes her, at det med en hurtig og succesfuld forskningsindsats vil være muligt at implementere nitratfodring for 10 % af malkekvægbestanden i 2020. Der er endnu kun meget begrænsede erfaringer med tiltaget i udlandet, hvor det pt. testes i forbindelse med EU-projektet AnimalChange. En del af udviklingsindsatsen vil derfor kunne foretages i en fælles Europæisk indsats.

### ***3.2.2 Forlænget laktation hos malkekøer***

Ved dette tiltag forlænges laktationsperioden fra 13 til 18 måneder hos malkekøer. Dette vil kunne reducere udledningen fra mælkeproduktionen med op til 10 % ved et væsentligt mindre forbrug af foder til dyr, der ikke er lakterende (goldkøer og opdræt).

Ændringer i produktionssystemet ved at forlænge laktationen kræver, at vidensgrundlaget udvides, hvis det skal få en stor udbredelse. Derfor regnes der kun med, at dette vil kunne bringes i brug for maksimalt 10 % af bestanden af malkekvæg inden 2020.

### ***3.2.3 Genetisk selektion***

Muligheden for at mindske metanudledning fra malkekvæg gennem genetisk selektion begrænses af muligheden for at lave direkte præcise registreringer på et antal dyr, der gør det muligt at lave genetiske evalueringer. Genetiske evalueringer udføres traditionelt for egenskaber, hvor man har flere tusinde registreringer gennem mange generationer – såsom mælkeydelse og sygdomsregistreringer. Den mængde registreringer eksisterer i øjeblikket ikke for egenskaben metanudledning.

Der er ved Aarhus Universitet i løbet af 2011 påbegyndt et projekt, hvor man ønsker at undersøge muligheder for at udvikle et apparat, som kan installeres i malkerobotter, hvor køerne opholder sig 2-5 gange i løbet af et døgn for at blive malket. Opholdet varierer i længde, men er typisk fra 4 til 12 minutter. I den periode udføres der en måling af luften i fodertruget hvert femte sekund. Gennemsnittet af disse målinger pr. besøg pr. ko er blevet brugt i en genetisk evaluering. Der indgår pt. omkring 1000 køer med registreringer i syv dage hver i beregningerne, men dette tal øges kontinuerligt, og der forventes registreringer på flere tusinde køer i løbet af projektet. Metoden begrænser sig til at måle på køer i malkerobotter dvs. omkring 25 % af de danske malkekøer.

Foreløbigt er der estimeret en arvbarhed på 0,19. Det vil sige, at 19 % af den samlede variation for egenskaben metanudledning, som den er defineret i dette projekt, skyldes genetik. Med en arvbarhed af denne størrelse er det bestemt muligt at selektere for egenskaben og mindske udledningen af metan fra malkekvæg. Størrelsen vil afhænge af egenskabens økonomiske værdi og dermed placering i avls-målet. Vi har eksempler på egenskaber med lavere arvbarhed såsom mastitis (arvbarhed 0,04), som vi flytter en del, dvs. halvanden genetiske spredningsenheder på 10 år, hvilket svarer til, at der genetisk er blevet 10 tilfælde færre pr 100 køer. Der er al mulig grund til at tro, at man frem mod 2050 kan sænke metanudledningen med mindst 15 % gennem genetisk selektion.

Inden selektion kan udføres i praksis, kræver det dog flere ting: 1) Arvbarheden skal bekræftes på beregninger baseret på flere dyr, 2) Vi skal estimere genetiske korrelationer til andre egenskaber, så vi sikrer, at selektion for mindsket metan ikke umuliggør selektion for andre egenskaber af økonomisk værdi, 3) Vi skal bestemme egenskabens økonomiske værdi, 4) Vi skal udvikle et billigt instrument, som kan lave rutineregistreringer i et stort antal besætninger, 5) Vi skal øge det samspil, der allerede eksisterer til forskningen indenfor husdyrnæring for at få endnu mere synergi af forskningsmidlerne og 6) Vi skal øge det internationale samarbejde på området for at få mest muligt ud af de relativt dyre registreringer.

Virkemidlet kan anvendes på alle malkekøer, men registreringerne kan kun komme fra besætninger med robotmalkning.

### **3.3 Håndtering af husdyrgødning**

#### ***3.3.1 Forsuring af gylle***

Der er flere teknologier på markedet til forsuring af gylle. De er målrettet forsuring i stalden, i lager-tanken, eller i forbindelse med udbringning, og anvendes for at reducere ammoniaktab. Nye undersøgelser både i laboratorieskala og under praksisnære lagringsforhold har dokumenteret en langtidsholdbar hæmning af metanproduktionen ved forsuring med svovlsyre (Petersen et al., 2012a). I den nyeste undersøgelse anvendtes materialer forsuret på svinebedrifter med kommercielt udstyr, og med en metanreduktion over 3 mdr. lagring på >90 %. Effekten af forsuring på metanudledningerne vil i



betydelig grad afhænge af, hvornår i håndteringskæden forsuringen anvendes. Den største effekt opnås ved at forsure gyllen allerede i stalden, hvorimod der ingen effekt vil være ved forsuring umiddelbart inden udbringning i marken.

De stadig skrappe krav til reduktion af landbrugets ammoniakfordampning giver dog et stærkt incitament til etablering af gylleforsuring. I 2012 anslås 11 % af gyllen at blive forsuret. Det er dog kun ca. 3 % af gyllen, der forsures i stalden (Morten Toft, Biocover A/S, personlig meddelelse). Den øvrige gylle forsures enten i gyllebeholderen umiddelbart inden udbringning eller i forbindelse med udbringningen. Det er således kun den gylle, der forsures i stalden, der pt. vil bidrage til metanreduktion. Etablering af nye forsuringsanlæg vil primært skulle ske i forbindelse med nybyggeri i stalde og lagerstanke. Det skønnes, at det vil kunne betyde en yderligere forsuring af 10 % af al gylle i stalden i 2020. Derudover antages at yderligere 5 % vil kunne forsures i gyllebeholderen, dog således at forsuringen gennemføres i hele lagerperioden, og ikke blot direkte forud for udbringning. Det forudsætter, at forsuring under lagring sidestilles med overdækning og flydelag med hensyn til effekt på ammoniakfordampning.

### **3.3.2 Overdækning af gylleholdere**

Siden 2007 har der været krav om, at nye gylleholdere som er nærmere end 300 m fra bebyggelse skal have en fast overdækning, f.eks. teltdug. Et flydelag (naturligt eller kunstigt) er dog fortsat den dominerende løsning på kravet om overdækning. Ved lagring af kvæggylle vil der typisk etableres et naturligt flydelag af fibre i gødningen samt strøelse fra stalden. Et flydelag kan også etableres ved iblanding af snittet halm eller med andre materialer. Et flydelag reducerer ammoniakfordampningen, som er en indirekte kilde til lattergas, men flydelaget er også direkte involveret i omsætning af drivhusgasser via mikroorganismer, som koloniserer flydelaget under lagringen.

Flydelaget vil udvikle et potentiale for metanoxidation, en mikrobiel omsætning af metan til CO<sub>2</sub>. Metanoxidationen i flydelag kan stimuleres ved at øge luftens metankoncentration (Petersen og Ambus, 2006), ligesom også tilgængeligheden af ilt i flydelaget er vigtig. Clemens et al. (2006) fandt, at en fast overdækning (låg) over en beholder af kvæggylle med et flydelag reducerede metanudledningen med 10-20 %. Derimod har der ikke været dokumenteret effekter af overdækning på lattergasemissioner.

Overdækning af gylleholdere vil kunne påbydes ved lov, men der vil kun være en gevinst i forhold til reduceret ammoniakfordampning og metan, hvis det gennemføres som omfattende gylleholdere, der i øvrigt ikke har teknologier til reduktion af ammoniakfordampning og metan (som f.eks. forsuring). I 2004 udgjorde omfanget af fast overdækning af gylleholdere ca. 5 % af gylleholdere på svinebrug og ca. 2 % af gylleholdere på kvægbrug (Miljøministeriet, 2005). Det skønnes, at der for nuværende er fast overdækning på 6-7 % af gylleholderne, og at det primært er store gylleholdere, der er overdækkede (Jørgen Hviid, VfL, personlig meddelelse). Dette svarer til at ca. 10-12 % af gyllemængden pt. har fast overdækning. Tiltaget skønnes at ville kunne være relevant til reduktion af ammoniak

og metan for 50 % af dansk gylle, og der er således et potentielt yderligere omfang på 40 % af gyllen. Når det ikke vil være relevant at overdække al gylle, skyldes det at en del af denne gylle formentlig vil blive forsuret og her vil der ikke være noget behov, og tilsvarende vil en meget stor del af kvæggylle danne naturligt flydelag, hvor der ikke i forhold til ammoniakfordampning er noget behov for at overdække gyllen.

### **3.3.3 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 et temperaturfald fra 20 til 10 °C reducerede metanemissionen med 30-50 %, hvilket understøtter modelberegningerne. Køling af gylle i stalden vil kun i meget beskedent omfang påvirke udledningerne i lagertanken.

Ved køling af gyllen er der også mulighed for, at der dannes mindre lattergas samt forekommer færre lugtgener. Introduktion af køling af gyllekanaler i stalde vil dog kun være interessant, hvor varmen kan genvindes, da der ellers vil være et relativt stort energibrug ved tiltaget. Dette er tilfældet for svinestalde, især med opdræt. Da der er tale om faste installationer, vil tiltaget kun være interessant ved etableringer af nye stalde, og formentlig kun hvor andre tiltag til reduktion af ammoniak og lugtgener ikke er økonomisk konkurrencedygtige. Under disse forudsætninger kan køling af gylle formentlig kun forventes at være interessant for 10 % af mængden af svinegylle frem mod 2020.

## **3.4 Gødskning**

### **3.4.1 Nitrifikationshæmmere til handelsgødning**

Der har i en årrække været forskellige produkter på markedet, som kan hæmme nitrifikation af ammoniumholdige gødninger (f.eks. N-serve, Didin, DMPP). Herved mindskes både risikoen for N-udvaskning og potentialet for denitrifikation og dermed for dannelse af lattergas. Praktiske forsøg har vist varierende, men generelt små positive effekter på planteudnyttelse og udbytte ved udbringning sammen med ammoniumholdige gødninger. I danske forsøg har tilsætning af DMPP med handelsnavnet ENTEC til handelsgødninger ikke givet signifikante merudbytter i græs, kartofler, vårbyg og vinterhvede, selv om der i enkelte afgrøder (f.eks. kartofler og vinterraps) har været små ikke-signifikante merudbytter (Pedersen, 2004, 2006).

Forsøg har vist, at tilsætning af nitrifikationsinhibitorer til ammoniumholdige handelsgødninger reducerer lattergasemissionerne med ca. 30-70 % (Akiyama et al., 2010). Der er dog stadig en række usikkerheder knyttet til effektiviteten under realistiske markforhold (Saggar et al., 2008).

Det vil være forholdsvis enkelt at sikre 100 % udbredelse. Potentialet sættes derfor til 100 %. Det antages her, at tiltaget kan anvendes på hele den danske handelsgødningsmængde, som var 188.100 ton N i 2010.

### **3.4.2 Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning**

Nitrifikationshæmmere vil også kunne benyttes til reduktion af lattergas fra udbragt gylle. Her vil effekten dog være meget afhængig af typen af nitrifikationshæmmer, da disse varierer meget i kemiske egenskaber (flygtighed, vandopløselighed og persistens) (Subbarao et al., 2006). Der foreligger dog i litteraturen resultater fra en række forsøg med anvendelse af DCD og DMPP i både kvæggylle og svinegylle. Forsøgene har vist reduktioner i udledningerne af lattergas på i gennemsnit 40 % med en variation på 19 til 60 %. (Akiyama et al., 2010) Det skal understreges, at der ikke findes danske undersøgelser af effekten af nitrifikationshæmmere på lattergas fra husdyrgødning.

Det er vanskeligt at anslå et potentiale for anvendelse af nitrifikationshæmmere i gylle, da dette i betydelig grad vil afhænge af økonomien i dette, og der foreligger pt. ingen danske forsøg med dette, og derfor heller ingen ved omkring mulige effekter på udbytter. Her anslås derfor et potentiale på 10 % af gyllemængde, egentlig blot som et muligt eksempel.

### **3.4.3 Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning**

Afgasning i biogasanlæg bevirker, at N bundet i husdyrgødning bliver nemmere tilgængelig og medfører, at en mængde handelsgødning svarende til 11 % af den afgassede gødningsmængde kan spares. Der opereres i nærværende notat med et scenarie, hvor 50 % af gyllen afgasses i biogasanlæg. Dette skal ses i forhold til kvælstofmængden i udbragt gylle er 168.500 ton N/år. Med 50 % af gyllen til biogas fortrænges handelsgødning svarende til 9.269 ton N/år. Den sparede kvælstofmængde vil reducere lattergasemissioner, ammoniakfordampning og nitratudvaskning fra udbragt gødning.

### **3.4.4 Skærpelse af udnyttelseskravet til udvalgte typer husdyrgødning**

Ændringer i udnyttelseskravet følger anbefalinger fra midtvejsevalueringen af VMPIII, som tiltag der ligger ud over Grøn Vækst aftalen (Andersen et al., 2012). Her omhandler virkemidlet minkgylle, fjerkrægylle/gødning, ajle, fast gødning og dybstrøelse, hvor udnyttelseskravet foreslås øget med 5 % for minkgylle og dybstrøelse, med 10 % for fjerkrægylle og med 20 % for ajle. Udnyttelseskravet til fast gødning blev derimod foreslået reduceret med 10 %. Dette resulterer i en samlet fortrængning af handelsgødning svarende til 3.100 tons N.

### **3.4.5 Reduktion af N-kvoten med 10 procent**

Den samlede norm på konventionelle bedrifter udgør 144 kg N pr. ha. Hvad angår normreguleringen så påvirker den kun arealet på ca. 2,5 mio. ha, idet brak og bælgssæd ikke tildeles en N-norm. Den sam-

lede N-kvotepå landsplan udgør således 368.000 tons N (Andersen et al., 2012). En reduktion i N-kvoten med 10 % vil derfor svare til 36.800 ton N/år.

### **3.4.6 Flere bælgplanter i græsmarkerne**

Ved at have flere bælgplanter i græsmarkerne kan den biologiske kvælstoffiksering øges, og hermed kan niveauet for gødskning med husdyrgødning og handelsgødning reduceres. Da den biologiske kvælstoffiksering i græsmarkerne i modsætning til gødskningen ikke indebærer emissioner af lattergas, vil dette kunne reducere lattergasemissioner fra græsmarkerne.

I Fødevareministeriet (2008) er det skønnet, at det med yderligere forskning og udvikling af nye styringsværktøjer vil være muligt at reducere kvælstoftildelingen i græsmarker med op til 100 kg N/ha med forholdsvis beskedne udbyttetab ved en fokusering på øget andel bælgplanter. Ved en reduktion af kvælstofgødskningen må det med god styring af kløvergræsset formodes, at der etableres de nødvendige styringsredskaber, som kan sikre landbruget mod udbyttetab ved overgang fra gødsket græs til en højere andel kløver i græsmarkerne. For at kunne etablere dette grundlag kræves 1) yderligere viden, især om arternes N-respons, kløverbæstens afhængighed af jordtype og alder, og effekter af handelsgødning kontra husdyrgødning, og 2) udvikling af planlægningsværktøjer til differentieret gødskning på praktiske brug. Potentialet skønnes at udgøre ca. 200.000 ha ud af et samlet areal med græs og kløvergræs i omdrift på ca. 329.000 ha.

## **3.5 Arealanvendelse**

### **3.5.1 Omlægning til flerårige energifgrøder**

Det antages at være realistisk at udbygge arealet med flerårige energifgrøder som f.eks. pil med 100.000 ha frem til 2020, men dette vil kræve en betydelig udbygning af aftaler omkring leverancer til kraftværker samt løbende forbedring af plantnings- og høstteknologier. Af dette potentiale antages 10.000 ha at ligge på lavbundsjord (organisk jord) og 90.000 ha på højbundsjord (mineraljord). Andersen et al. (2012) forudsatte, at hele arealet på mineraljord ville ligge på sandjord. Det er dog muligt, at noget af arealet på lerjord også vil blive udnyttet til formålet. Her forudsættes at 80.000 ha ligger på sandjord og 10.000 ha på lerjord. Der har i anden sammenhæng været opereret med betydeligt større arealer med energifgrøder. Dette indgik bl.a. i Klimakommissionens scenarier frem til 2050 (Dalgaard et al., 2011). Det vurderes dog ikke muligt at opnå så stor og radikal en omlægning af dyrknings- og produktionssystemer frem til 2020.

Tiltaget vil påvirke drivhusgasemissionerne gennem ændringer i kvælstofgødskning, ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning, samt gennem ændring i jordens kulstoflager og fortrængning af fossil energi.

### ***3.5.2 Yderligere efterafgrøder ud over Grøn Vækst***

Potentialet for yderligere efterafgrøder, udover lovpligtige, Grøn Vækst og efterafgrøder aftalt i forbindelse med husdyrgodkendelser, er estimeret til ca. 178.000 ha (Andersen et al., 2012). Olesen et al. (2012a) anførte et potentiale på 140-260.000 ha. Der her regnet med et yderligere potentiale på 240.000 ha efterafgrøder. Baseret på forudsætningerne i Andersen et al. (2012) fordeler dette sig med 63.000 ha på lerjord og 177.000 ha på sandjord.

### ***3.5.3 Mellemafgrøder***

Potentialet for mellemafgrøder er i Andersen et al. (2012) antaget at være 25 % af vinterkornarealet, svarende til ca. 240.000 ha. Olesen et al. (2012a) har tilsvarende anslået potentialet til 100-200.000 ha. Her tages udgangspunkt i 240.000 ha. Baseret på forudsætningerne i Andersen et al. (2012) fordeler dette sig med 110.000 ha på lerjord og 130.000 ha på sandjord.

### ***3.5.4 Udtagning af højbund til græs***

For udtagning af højbundsjord anslås at 100.000 ha af de mest marginale eller miljøfølsomme jorder vil kunne udtages inden 2020. Disse arealer vil kunne omlægges i enten græs eller skov. Der er i Andersen et al. (2012) angivet et væsentligt større potentiale for udtagning af landbrugsjord, men dette vil have ganske betydelige konsekvenser for landbrugsproduktionens størrelse og vurderes som urealistisk under de nuværende markedsforhold med en global voksende mangel på fødevarer. Baseret på forudsætningerne i Andersen et al. (2012) fordeler arealet sig ligeligt med 50.000 ha på lerjord og 50.000 ha på sandjord.

### ***3.5.5 Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning***

Der er et betydeligt areal med organisk jord, som med stor klimafordel vil kunne udtages fra almindelig drift og tilbageføres som vådområde. Arealomfanget af dette vil afhænge af hvilke incitament, der bringes i spil (tilskud, forbud, jordfordeling m.v.). En nykortlægning af arealet med kulstofrig organisk jord (kulstofindhold > 12 %) viser, at arealet nu er omkring 70.000 ha, hvoraf ca. halvdelen ligger i sammenhængende områder, typisk i tidligere højmosearealer, mens den øvrige halvdel ligger spredt, typisk i ådalene. De tiltag, der vil skulle iværksættes vil være forskellige for de forskellige arealtyper. Potentialet for reduktion sættes her til 35.000 ha svarende til den del af arealet, som ligger spredt i landskabet. Lavbundsgrøder i de sammenhængende arealer anvendes i stort omfang til dyrkning af højværdi-afgrøder som kartofler og gulerødder, hvor der vil være betydelige omkostninger forbundet med udtagning, hvilket i mindre grad er tilfældet med de mere spredt liggende arealer. Af den grund er omfanget af sat til 35.000 ha. Til sammenligning har Grøn Vækst-aftalen om reetablering af vådområder et forventet omfang på 10.000 ha over en 5-årig periode (Miljøministeriet, 2009).

I dette tiltag overgår arealet fra normal dyrkning til vedvarende græs uden gødskning. Dog bibeholdes dræn, således at høst på arealerne fortsat er muligt. Her antages et realistisk areal for udtagning inden 2020 at være på 35.000 ha.

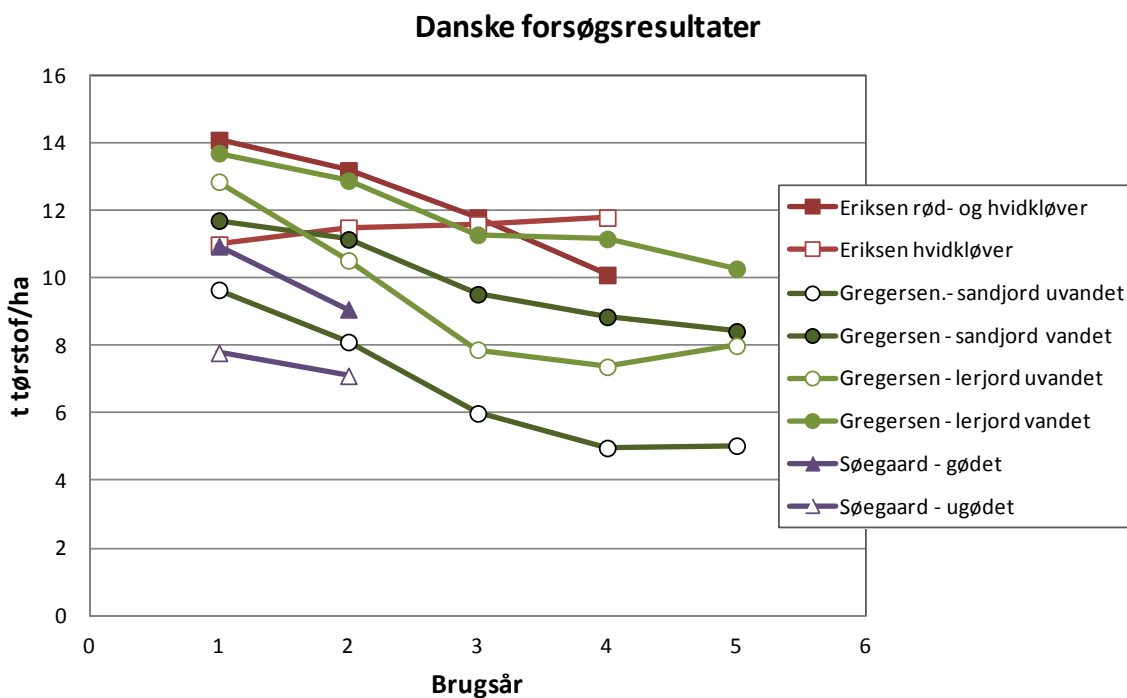
### ***3.5.6 Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning***

I dette tiltag overgår arealet fra normal dyrkning til vedvarende græs uden gødskning. Her sløjfes dræn således at vandstanden stiger på arealet til at ligge på 0-20 cm under jordoverfladen. Her antages et potentielt areal for udtagning inden 2020 at være på 35.000 ha svarende til det areal, der er anført ovenfor som udtagning uden ophør af dræning, da der er tale om de samme arealer.

### ***3.5.7 Vedvarende græsmarker***

Vedvarende græsmarker defineres her som græsmarker, hvor der er mere end 5 år mellem omlægning af græsmarken. Arealet med græs i omdrift udgør mere end 300.000 ha, og det skønnes gennem en målrettet forsknings- og rådgivningsindsats at være muligt at omlægge op til 100.000 ha af disse til arealer til vedvarende græs, da denne håndteringsmetode for græsmarker ofte anvendes i mange af vores nabolande. Frygten blandt landmænd er at der vil ske en produktivitet nedgang i vedvarende græsmarker, og der er derfor behov for forskning og udvikling for at modvirke dette. Noget sådant vil tage tid, og det skønnes kun inden 2020 at være muligt for ca. halvdelen af arealet med vedvarende græs forudsat det rette virkemiddel er til stedet. Da arealet med vedvarende græs er ca. 187.000 ha, sættes potentialet til 90.000 ha.

Udbyttenedgangen ved at gå fra græs i omdrift til vedvarende græs er i begrænset omfang undersøgt både i danske og udenlandske forsøg. Figur 1 giver en oversigt over danske forsøg, hvor data er indhentet på en måde, så der kan sammenlignes mellem brugsår. Der er ikke danske undersøgelser, som har varet længere end 5 år, hvorfor der ikke er datagrundlag for at estimere udbyttenedgangen fra data.



**Figur 1. Danske forsøgsresultater hvor brugsår kan sammenlignes. Eriksen et al. (2012): resultater fra parcellforsøg ved Foulum dels med hvidkløver som eneste bælgplante og dels med både hvid- og rødkløver. Parcellerne blev gødet med 200 N i kvæggylle. Gregersen (1980): parcellforsøg på syv forsøgsstationer i 2 x 5 år. Resultater fra kløvergræs, som er hvidkløvergræs gødet med 150 N er vist. Sandjord er gennemsnit af Borris, Jyndevad, Lundgaard, Tylstrup forsøgsstationer; lerjord gennemsnit af Årslev, Rønhave, Ødum og Tylstrup forsøgsstationer. Søegaard (2009): Resultater fra tre kvægbrug med hvidkløvergræs.**

Udenlandske undersøgelser viser meget forskellige resultater (Søegaard et al., 2007a,b). De fleste udenlandske forsøg er ikke udført med gentagelser af brugsår, hvilket gør dem mindre valide. Græsmarksarternes persistens er afhængig af mange forhold, hvor de vigtigste er klima, arter, gødskning og benyttelse. Alm. rajgræs, som er den mest benyttede græsart i Danmark, kan ikke klare vinteren længere mod nord i Skandinavien, og længere sydpå viser erfaringerne, at persistensen er meget bedre. Det blandt meget andet gør, at det er vanskeligt at sammenligne persistens under forskellige klimaforhold. Rødkløver, som i dag hæver udbyttet i en stor del af kortvarige danske græsmarker (figur 1), har lav persistens, og vil ikke være relevant i permanente græsmarker. Persistensen er meget afhængig af benyttelsen (Søegaard et al., 2007b), hvilket kan være en af grundene til forskelligartede resultater. Endelig vil permanente græsmarker på mineraljord i Danmark kræve andre arter, som rødsvingel, strandsvingel og engrapgræs, som alle har en lavere foderværdi. I Gregersens forsøg (figur 1) var der taget højde for nødvendigheden for mere persistente arter, men udbyttenedgangen var alligevel markant.

Den gennemsnitlige udbyttenedgang ved at gå fra sædskiftegræs til permanent græs på intensivt drevne arealer (især mælkeproducenter) kan således ikke dokumenteres ud fra forsøg eller målinger og kan derfor kun blive et skøn. Vi forventer ud fra vores generelle kendskab til græsmarker en udbyttenedgang på 30-40 %. Vi kender kun et enkelt eksempel, hvor en 13 år gammel hvidkløvergræsmark kunne sammenlignes med nærtliggende nye græsmarker, som er en del af resultaterne i Eriksen et al. (2012). Udbyttenedgangen i dette tilfælde var af denne størrelsesorden.

Der er udregnet et eksempel på konsekvenserne for N-gødskningen, når græsmarkerne ændres fra sædskiftegræs til permanent græs (Tabel 1). Der forudsættes, at udbyttet kan opretholdes på et niveau, så det beregnede 'Minimum antal græssende dyreenheder pr. ha' (Tabel 3 i Vejledning om gødskning- og harmoniregler) er tilstrækkeligt til at kunne opretholde N-normen for græs i sædskiftet. Græsmarkerne har en stor positiv indvirkning på sædskiftets jordfrugtbarhed. Derfor har en gødningskrævende afgrøde en N-norm, som er 88 kg N/ha mindre det første år efter ompløjning af kløvergræs. Det tænkte sædskifte indeholder seks marker, hvoraf to er kløvergræs og fire er byg. De to græsmarker bliver permanente, hvilket giver to valgmuligheder; enten at opretholde græsudbyttet eller opretholde bygudbyttet. Første mulighed nødvendiggør, at der skal være tre kløvergræsmarker; anden mulighed er lig med det oprindelige sædskifte. Ved begge muligheder bliver det samlede udbytte mindre, og N-gødningsmængden højere ved gødskning efter N-normen end det oprindelige sædskifte.

**Tabel 1. N-gødskning efter gældende N-norm.**

Mark	Kløvergræs i omdriften	Afgrøde	N-norm	Kløvergræs permanent	Afgrøde 1. mulighed	N-norm	Afgrøde 2. mulighed	N-norm
1		Kl.græs	247		Kl.græs	247	Kl.græs	247
2		Kl.græs	247		Kl.græs	247	Kl.græs	247
3		Byg	35		Kl.græs	247	Byg	123
4		Byg	123		Byg	123	Byg	123
5		Byg	123		Byg	123	Byg	123
6		Byg	123		Byg	123	Byg	123
Gens.			150			185		164

N-normer: Vejledning om gødskning- og harmoniregler, juli 2012. NaturErhvervstyrelsen. Vandet sandjord.

### **3.5.8 Fremme af sædskifte med flerårige afgrøder/græsmarker**

En flerårig afgrøde i sædskiftet (græs eller andre afgrøder med lang vækstsæson som f.eks. lucerne) giver en opbygning af jordens kulstofpulje i størrelsesordenen 0,3-1,9 t C/ha/år og med 1 t C/ha/år som en typisk værdi (Müller-Stöver et al., 2012; Christensen et al., 2009). På arealer i omdrift er lagringen midlertidig, da jordbearbejdning efter flerårige afgrøder giver anledning til kulstoffrigivelse (Eriksen og Jensen, 2001), men der forventes dog en tilbageholdelse af kulstof svarende til 15 % af den tilførte kulstofmængde set over en længere årrække (Christensen, 2005). En samtidig stor frigivelse af



kvælstof ved jordbearbejdning af en flerårig kvælstofholdig afgrøde giver formentlig også anledning til en frigivelse af lattergas (Brozyna et al., 2012).

Samlet set vil effekten af at indføre flerårige afgrøder eller forøge alderen af eksisterende flerårige afgrøder i et sædskifte øges for hvert år denne praksis gennemføres. Som eksempel i et 5-årigt sædskifte vil der det første år ske en kulstoflagring svarende til 200 kg C/ha som gennemsnit af sædskiftearealet, og alle efterfølgende år yderligere 30 kg C/ha/år – efter en fuld rotation antages således at være lagret 350 kg C/ha på hele sædskiftearealet. Tages der udgangspunkt i dette eksempel vil der årligt lagres kulstof svarende til 257 kg CO<sub>2</sub>/ha.

Tiltaget er formentlig kun relevant for kvægbrug, hvor en del af arealet med andre foderafgrøder (f.eks. majs) i princippet kunne erstattes med græs eller andre flerårige afgrøder. Dette vil dog samtidigt påvirke dyrenes foderrationer og dermed såvel produktivitet som metanudledninger. Der er her tale om komplicerede samspil, hvor det ikke med den nuværende viden er muligt at angive potentiale eller konkrete klimaeffekter.

### **3.5.9 Skovrejsning**

Det samlede potentiale for skovrejsning var i regionplanerne ca. 128.000 ha (Andersen et al., 2012). Dette skal dog med den nuværende udvikling ses over en lang årrække. Her anslås potentialet frem til 2020 som 50.000 ha, idet dette skal ses i sammenhæng med en strategi om øget og mere sammenhængende natur i Danmark. Der vil derfor skulle være en betydelig planlægningsmæssig indsats forud for øget skovrejsning. Baseret på forudsætningerne i Andersen et al. (2012) fordeler arealet sig med 31.000 ha på lerjord og 19.000 ha på sandjord.

### **3.5.10 Reduceret jordbearbejdning**

Reduceret jordbearbejdning omfatter mange forskellige jordbearbejdningsmetoder med reduceret arbejds- og energiindsats. En opgørelse blandt medlemmer af Foreningen for Reduceret Jordbearbejdning i Danmark (FRDK) i 2012 viser, at der dyrkes 112.000 ha pløjefrit, heraf ca. 3.500 ha som direkte såning. Pløjefri dyrkning kan være relevant på ca. 400.000 ha landbrugsjord i Danmark, og at det p.t. praktiseres på ca. 100.000 ha (Olesen et al., 2002). Reduceret jordbearbejdning reducerer energiforbruget ved dyrkningen og medfører under visse forhold en øget kulstoflagring i jorden.

I Fødevareministeriet (2008) er det anslået, at et areal på yderligere 200.000 ha i perioden frem til 2020 vil kunne omlægges fra traditionel pløjning til reduceret jordbearbejdning. Dette areal kunne formentlig være noget større, da denne praksis vil være interessant på de fleste lerjorder med korn dyrkning. En praksis med reduceret jordbearbejdning forudsætter dog en god driftsledelse, da udbytterne ellers bliver for svingende, og behovet for især ukrudtsbekæmpelse stiger betydeligt. Hvis potentialet skal realiseres, er der derfor behov for en betydelig forbedret udviklings- og rådgivningsindsats.

Potentialet for øget udbredelse frem mod 2020, som vil kræve betydelige investeringer i såvel uddannelse som maskinel, ligger på 200.000 ha.

### 3.6 Forbrug af animalske produkter

Baseret på LCA-analyser er det estimeret, hvor stor andel af drivhusgasudledningerne fra husdyrproduktion ab gaard, som er knyttet til udledning direkte i Danmark. Bidraget i Danmark er emissioner fra besætningen, husdyrgødning og afgrødeproduktion i Danmark samt forbruget af fossilt energi. Mælkeproduktion er baseret på Kristensen et al. (2011), svineproduktion på Nguyen et al. (2011) og oksekød på Mogensen (2012). Der kan i de tre artikler være mindre afvigelse i metoder, emissionsfaktorer og systemafgrænsninger i forhold til principperne for den nationale beregning af udledningen, som der ikke er korrigeret for.

**Tabel 2. Emissioner af drivhusgasser fra dansk konventionel og økologisk mælkeproduktion.**

	Konventionel	Økologisk
Emission, kg CO <sub>2</sub> -ækv. pr. kg mælk (EKM)	1,05	1,24
Besætning	0,53	0,61
Stald, lager	0,14	0,15
Afgrødeproduktion	0,24	0,28
Fossil energy	0,14	0,20
Areal, m <sup>2</sup> pr. kg mælk (EKM)	1,24	2,27
Drivhusgasemissioner, kg CO <sub>2</sub> -ækv. pr. ha	8500	5500

Beregningen i tabel 2 er baseret på Kristensen et al. (2011), hvoraf det fremgår at 88 % af emissionen ved LCA-metoden fra konventionel produktion kan henføres direkte til den danske bedrift, og hele 97 % ved økologisk produktion. Den faktiske forsyning med eget foder kan dog være mindre, idet opgørelse er baseret på bedriften totale afgrødeproduktion i forhold til besætningens foderbehov. Det betyder også, at en del af de estimerede danske emissioner kan være forbundet til importeret foder, men da forbruget generelt af udenlandske fodermidler i kvægbruget er lavt, vil det næppe reducere den danske emission fra kvæg væsentligt.

Beregningerne er for kvægbedrifter, og der vil ud over mælk også være en oksekødsproduktion fra salg af udsætterkøer og evt. overskud af kvier. Ved en økonomisk fordeling (mælk 0,31 €/kg EKM, kød 0,99 €/kg levende vægt) af emissionen er det beregnet, at 88 % af emissionen ved konventionel og 86 % af emissionen ved økologisk skyldes mælk. Ved en økonomisk allokering kan det beregnes, at oksekødet har en emission på ca. 6 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg slagtevægt.

Opgørelsen af emissioner fra svineproduktionen fremgår af tabel 3 på grundlag af typiske data fra 2010 ved attributionel LCA metode (Nguyen et al., 2011).

**Tabel 3. Emissioner af drivhusgasser fra dansk svineproduktion.**

	Konventionel
Emission, kg CO <sub>2</sub> -ækv. pr. kg levende vægt	1,679 (75 % - 2,239 kg pr kg slagtevægt)
Besætning	0,093
Stald, lager	0,569
Afgrødeproduktion	0,869
Fossil energy	0,148
Areal, m <sup>2</sup> pr. kg levende vægt	3,3
Emission kg CO <sub>2</sub> -ækv. pr ha	5100

I tabel 4 er beregnet udledninger fra produktion af oksekød i form af ungtyre. Beregningerne er baseret på intensiv produktion af ungtyre (afgangsvægt 440 kg), hvor foderrationen primært består af 72 % dansk avlet foder. Der er medtaget emissionen fra kalvens fødsel og indtil slagting. Ungtyre udgør 45 % af oksekødsproduktionen i Danmark, mens ca. 40 % stammer fra dyr, der slagtes fra mælkekvægsbesætninger – og således indgår i emission herfra – og som nævnt vil have et bidrag på 6 kg CO<sub>2</sub>-ækv. Den resterende oksekødsproduktion er baseret på ammekvæg, hvor der er en højere emission pr. kg og ha, således at emissionen fra ungtyre antages at være repræsentativt for dansk oksekød.

**Tabel 4. Emissioner af drivhusgasser fra dansk oksekød, ungtyr af tung race.**

	Konventionel
Emission, kg CO <sub>2</sub> -ækv. pr. kg levende vægt	4,936 (51 % - 9,678 kg pr kg slagtevægt)
besætning	1,00
stald, lager	0,61
afgrøde + energi	3,33
Areal, m <sup>2</sup> pr. kg levende vægt	4,5
Emission kg CO <sub>2</sub> -ækv. pr ha	11000

Ovenstående estimater er behæftet med nogen usikkerhed, hvorfor de skal anvendes med forbehold herfor. Som støtte for vurderingen er Danmarks emission fra landbruget i 2009 på 9637 Gg CO<sub>2</sub>-ækv (Nielsen et al., 2010), tillagt 10 % i antaget energiforbrug, sammenholdt med den emission der kan beregnes ud fra den animalske produktion ved anvendelse af ovenstående estimater.

**Tabel 5. Produktion og udledninger af drivhusgasser fra dansk mælke- og kødproduktion.**

Produktion	Omfang, mio. kg	Emission pr. enhed	DK, Gg CO <sub>2</sub> -ækv.
Mælk, inkl. oksekød fra malkekvægbedriften	4814	1,07 (10 % økologi)	5151
Oksekød	137 – 40 % af malkebesætninger=82	9,68	794
Svinekød	1898	2,24	4252
Samlet – denne beregning			10197
DK landbrug (NERI)			9637
+ energi	10 % af total landbrug		964
Samlet			10601

Ud over de medtagne produktioner af andre animalske produkter, primært fjerkræ, som har betydende vægt (200 mio. kg) svarende til ca. 400 Gg CO<sub>2</sub>-ækv. og desuden eksport af smågrise. Danmark er selvforsynende med korn, hvorfor de betydende bidrag ud over foderafgrøder er begrænset. Korn og grovfoder udgjorde således 86 % af landbrugsarealet i 2009.

Der er således umiddelbart udmærket overensstemmelse mellem den samlede emission ved de to tilgange til at beregne DK-emission fra landbruget, hvilket understøtter estimerterne fra den animalske produktion.

Ved nedsat forbrug i Danmark kan der regnes med følgende reduktion i den danske emission, ab drift,

- Mælk 1,07 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg mælk
- Svinekød 1,68 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg levende vægt
- Oksekød 4,94 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. kg levende vægt

I et produktionsperspektiv vil reduktionen afhænge af den alternative anvendelse af det areal, der frigøres ved nedsat forbrug.

- Mælk 1,34 m<sup>2</sup> pr kg mælk
- Svinekød 3,3 m<sup>2</sup> pr. kg levende vægt
- Oksekød 4,5 m<sup>2</sup> pr. kg levende vægt

Herudover skal det bemærkes, at den danske animalske produktion langt overstiger det danske forbrug, hvorfor der ikke er nogen umiddelbar kobling mellem forbrug og produktion.

## **4. Tiltag til reduktioner**

### **4.1 Biomasse**

#### ***4.1.1 Halm til brændsel i kraftvarme***

Ved anvendelse af halm til brændsel i kraftvarmeproduktion vil energiproduktionen i halmen kunne erstatte anvendelse af fossile brændsler. Afbrænding af halm bevirker dog en mindre tilførsel af kulstof og kvælstof til landbrugsjorden, som vil påvirke udledningerne af lattergas og lagringen af kulstof i jorden.

Ved opgørelse af energiproduktionen er der her taget udgangspunkt i livscyklusvurderinger foretaget af Nguyen og Hermansen (2012). Det forudsættes, at energien i halm vil substituere naturgas i energisystemet, og at dette er baseret på kraftvarme. Under disse forudsætninger vil 1 ton halm substituere fossil energi svarende til en CO<sub>2</sub> udledning på 495 kg CO<sub>2</sub>/ton halm.

Der vil dog også være emissioner fra transport af halm til kraftværk og transport af aske m.v. Disse emissioner er beregnet til 42,1 kg CO<sub>2</sub> pr. ton halm (Nguyen og Hermansen, 2012).

Ved anvendelse af halm til brændsel i kraftvarmeproduktion vil energiproduktionen i halmen kunne erstatte anvendelse af fossile brændsler. Tilførsel af halm antages ikke at have nogen effekt på kvælstofudvaskningen (Jørgensen et al., 2008a). Fjernelse af halm vil derfor alene påvirke lattergasemissionerne gennem en mindsket N-tilførsel i planterester. Dette giver en reduktion i lattergasudledninger på 31 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton fjernet halm af korn. Der regnes her med et halmudbytte på 3,5 ton/ha.

Tilførsel af kulstof i halm vil øge jordens kulstofindhold, indtil der opnås en ny ligevægt mellem opbygning og nedbrydning af jordens puljer af labilt og stabiliseret organisk stof. Tidshorizonten for opnåelse af en ny ligevægt er dog temmelig lang (>50 år). Vurderet over en 20 årig periode vil 15 % af det tilførte kulstof blive ophobet i normalt dyrket jord (Christensen, 2004). Dette giver over 20 år en øget kulstoflagring svarende til 210 kg CO<sub>2</sub> pr. ton nedmuldet halm. Hvis halmen fjernes, vil der være en tilsvarende nettoudledning af CO<sub>2</sub>.

Det skal bemærkes, at der i disse beregninger ikke indgår emissioner knyttet til produktion af gødning som erstatning for de næringsstoffer, der afbrændes. Dette skyldes at denne gødningsproduktion ikke foregår i Danmark.

#### ***4.1.2 Halm til forgasning og med returnering af biochar til jorden***

Muligheden for at anvende biochar (biokoks) til kulstoflagring i jord er fremført med stigende vægt i internationale undersøgelser. Biochar er stabilt kulstof (analogt til trækul), der dannes, når biomasse

behandles ved høj temperatur og lavt ilttryk, for eksempel i pyrolyseanlæg. Processen danner bioenergi, men som følge af ufuldstændig forbrænding bevares en del af biomassens kulstof i fast form (biochar) i stedet for at ende som CO<sub>2</sub> (Lehmann, 2007). Via dette biochar kan biomasse tilbageføres til jorden som en stabil kulstofpulje, da biochar har høj resistens overfor kemisk og mikrobiel nedbrydning (Lehmann et al., 2006; Bruun et al., 2008). Stabiliteten af biochar i jord er ikke entydigt fastlagt, men studier tyder på, at den gennemsnitlige opholdstid ligger i en størrelsesorden på tusinde år. Det kan derfor antages, at biochar-kulstof tilført jorden er stabilt over en 20-100 årig periode.

Ved brug af forgasningsteknologi kan elektricitetsproduktionen næsten fordobles pr. ton halm. Dette giver en væsentlig større energiudnyttelse, og dermed kan der substitueres mere CO<sub>2</sub> fra fossil energi. Der er her taget udgangspunkt i livscyklusvurderinger foretaget af Nguyen og Hermansen (2012). Det forudsættes, at energien i halm vil substituere naturgas i energisystemet, og at dette er baseret på kraftvarme. Under disse forudsætninger vil 1 ton halm substituere fossil energi svarende til en CO<sub>2</sub> udledning på 773 kg CO<sub>2</sub>/ton halm.

Der vil dog også være emissioner fra transport af halm til kraftværk og transport af aske m.v. Disse emissioner er beregnet til 42,2 kg CO<sub>2</sub> pr. ton halm (Nguyen og Hermansen, 2012).

Der vil være tilsvarende effekter på lattergas som ved brug af halm til forbrænding i kraftvarme (afsnit 4.1.1). Tilsvarende vil der også ske et fald i jordens kulstofindhold som følge af fjernelse af halm. Dog vil en del af kulstoffet blive tilbageført jorden i uforbrændt kulstof i asken. Effekten af dette tilbageførte kulstof sættes til 41 ton CO<sub>2</sub> pr. ton halm. Dette giver således et netto fald i kulstofindholdet på 210-41 = 169 ton CO<sub>2</sub> pr. ton halm.

#### ***4.1.3 Biogas af græs fra naturpleje***

Der regnes med et udbytte på 3,5 tons tørstof pr. ha (Jørgensen et al., 2008b). Den potentielle metanproduktion er sat til 0,35 m<sup>3</sup> metan pr. kg tørstof i enggræs (Jørgensen et al., 2008b). Der regnes med et energiindhold på 35,9 MJ/m<sup>3</sup>, og der regnes med, at 20 % af energiproduktionen anvendes til procesenergi (Sommer et al., 2002), hvilket giver et nettoenergiindhold på 28,7 MJ/m<sup>3</sup>. Endvidere regnes der med, at biogasenergien vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO<sub>2</sub>/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af enggræs svarende til 2,00 ton CO<sub>2</sub>/ha.

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Metanlækagen kan stamme både fra gasmotoren og fra utætheder i systemet. Lækagen sættes til 1,5 % af metanproduktionen under forudsætning af, at der gøres en indsats for at nedbringe lækagerne (Sommer et al., 2001). Dette svarer til en emission på 0,33 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Der vil desuden være energiomkostninger i form af høst og transport af græsset. Det antages, at denne omkostning udgør 10 L diesel per ha. Dette svarer til 27 kg CO<sub>2</sub>/ha.

Ved høst af græs til biogas fra ugødede arealer forventes en mindre opbygning eller evt. en større nedbrydning af kulstof i jorden end i den nuværende situation (Jørgensen et al., 2008a). Det er en kombineret konsekvens af, at mere kulstof fjernes fra systemet, og af at der ikke længere gødes. De samlede konsekvenser af at høste græs på lavbundslande er vanskelige at kvantificere, og hvis der ved den ekstensive drift sker en omlægning af lavbundslande i omdrift til permanent græs, vil der ske en nettoopbygning. Her regnes dermed med, at tiltaget ikke giver anledning til ændringer i jordens kulstofindhold, da de positive og negative effekter formentlig opvejer hinanden.

Samlet vurderes effekten af høst af enggræs til biogas at være en reduktion i drivhusgasemissionerne på ca. 1,3 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha. Dette bliver dog til en nettoudledning på ca. 0,66 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha, hvis ikke substitutionen af fossil energi medregnes.

#### **4.1.4 Biogas af majs**

Majs til biogas vil erstatte den almindelige korndyrkning, og der regnes her med, at energiomkostninger til dyrkning af korn og majs er af nogenlunde samme størrelse. Vinterhvede og majs har omtrent samme kvælstofnormer (Plantedirektoratet, 2011), hvorfor der her ikke indregnes forskelle i lattergas fra gødsning. Der hersker nogen usikkerhed omkring størrelsen af kvælstofudvaskning fra majs, især fra majs dyrket i planteproduktionssystemer. For majs dyrket i kornbaserede systemer forventes der dog ikke at være nævneværdige forskelle i N-udvaskning mellem majs og korn, hvorfor dette heller ikke indregnes her.

Der regnes her med et gennemsnitligt nettoudbytte i majs efter ensilering på 12 ton tørstof/ha. I praksis vil udbyttet variere mellem jordtype fra ca. 11 ton/ha på sandjord til ca. 13 ton/ha på lerjord (Larsen, 2010). Der regnes med et askeindhold i tørstof på 3 % og et gaspotentiale på 352 Nm<sup>3</sup> metan pr. ton VS. Dette giver en gasproduktion på 4097 Nm<sup>3</sup> metan pr. ha. Der regnes med, at biogasenergien vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO<sub>2</sub>/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af helsædsmajs svarende til 6,7 ton CO<sub>2</sub>/ha.

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Metanlækagen kan stamme både fra gasmotoren og fra utætheder i systemet. Lækagen sættes til 1,5 % af metanproduktionen under forudsætning af, at der gøres en indsats for at nedbringe lækagerne (Sommer et al., 2001). Dette svarer til en emission på 1,10 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Dyrkning af majs til helsæd antages ikke at føre til væsentlig anden kulstoflagring i jorden sammenlignet med tilsvarende korndyrkning med fjernelse af halm. Der vil ganske vist blive tilbageført en langt større del af biomassen ved den typiske korndyrkning end ved majsdyrkning. Til gengæld vil den del af

kulstoffet, som ikke omsættes til biogas, blive tilbageført til landbrugsjorden, og dette antages her at opveje den større fjernelse af kulstof ved helsædsmajs. Ændring i kulstoflagring i jorden medregnes derfor ikke her.

#### **4.1.5 Biogas af økologisk kløvergræs**

Ved dyrkning af kløvergræs til biogas i økologisk planteavl forudsættes kløvergræsset erstattet af kornafgrøder i sædskiftet, og biogasgylen vil erstatte importeret konventionel svinegyde i samme mængder. Der vil derfor ikke være forskelle i gødningsanvendelse og i nitratudvaskning. Derfor forudsættes lattergasemissioner at være de samme i de to systemer. Tilsvarende forudsættes energiforbruget til dyrkning af kløvergræsset at være omtrent det samme som ved dyrkning af korn.

Der regnes her med et gennemsnitligt nettoudbytte i kløvergræs efter ensilering på 8 ton tørstof/ha. Der regnes med et askeindhold i tørstof på 10 % og et gaspotentiale på 307 Nm<sup>3</sup> metan pr. ton VS (Larsen, 2010). Dette giver en gasproduktion på 2210 Nm<sup>3</sup> metan pr. ha. Der regnes med, at biogasenergien vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO<sub>2</sub>/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af kløvergræs svarende til 3.62 ton CO<sub>2</sub>/ha.

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Metanlækagen kan stamme både fra gasmotoren og fra utætheder i systemet. Lækagen sættes til 1,5 % af metanproduktionen under forudsætning af, at der gøres en indsats for at nedbringe lækagerne (Sommer et al., 2001). Dette svarer til en emission på 0,59 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Der vil ved dyrkning af kløvergræs sammenlignet med korndyrkning være en øget kulstoflagring i jorden. Da en del af biomassen også tilbageføres med den afgassede gødning, sættes den årlige kulstofakkumulering til samme værdi som for udtagning af højbund til græs, dvs. en årlig akkumulering svarende til 1.833 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2012a). Denne kulstofakkumulering forventes at kunne fortsætte over flere årtier, men vil med tiden aftage.

#### **4.1.6 Biogas af konventionel rajsvingel**

Ved dyrkning af rajsvingel til biogas i konventionel dyrkning vil græsset erstatte korndyrkning. Rent græs har en kvælstofnorm på 321 kg N/ha (Plantedirektoratet, 2011), hvilket skal ses i forhold til et gennemsnit på 146 kg N/ha for almindelig korndyrkning (Olesen et al., 2012b). Der vil desuden være en forøget ammoniakfordampning på 2,5 kg N/ha. Dette giver samlet en øget lattergasemission svarende til 780 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha. Dyrkning af rajssvingel i sædskiftet forudsættes ikke at påvirke kvælstofudvaskningen, da den mindre udvaskning fra græsmarken forudsættes at blive opvejet af øget udvaskning fra eftervirkninger i sædskiftet.

Det forudsættes, at energiforbruget til dyrkning af rajsvingel at være omtrent det samme som ved dyrkning af korn.



Der regnes her med et gennemsnitligt nettoudbytte i rajsvingel efter ensilering på 11 ton tørstof/ha (Larsen, 2010). Der regnes med et askeindhold i tørstof på 10 % og et gaspotentiale på 307 Nm<sup>3</sup> metan pr. ton VS (Larsen, 2010). Dette giver en gasproduktion på 3039 Nm<sup>3</sup> metan pr. ha. Der regnes med, at biogasenergien vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO<sub>2</sub>/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af græs svarende til 4,97 ton CO<sub>2</sub>/ha.

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Metanlækagen kan stamme både fra gasmotoren og fra utætheder i systemet. Lækagen sættes til 1,5 % af metanproduktionen under forudsætning af, at der gøres en indsats for at nedbringe lækagerne (Sommer et al., 2001). Dette svarer til en emission på 0,81 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Der vil ved dyrkning af rajsvingel sammenlignet med korndyrkning være en øget kulstoflagring i jorden. Da en del af biomassen også tilbageføres med den afgassede gødning, sættes den årlige kulstofakkumulering til samme værdi som for udtagning af højbund til græs, dvs. en årlig akkumulering svarende til 1.833 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2012a). Denne kulstofakkumulering forventes at kunne fortsætte over flere årtier, men vil med tiden aftage.

## **4.2 Husdyr**

### ***4.2.1 Ændret fodring til malkekøer***

#### *Øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt grovfoder*

Her er der regnet med en 10 % reduktion i metanudledninger fra fordøjelsen for malkekvæg og 5 % reduktion for andet kvæg ved øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt foder. Nielsen et al. (2010) angiver udledning i 2009 på 75,32 Gg CH<sub>4</sub> fra malkekvæg og 42,12 Gg CH<sub>4</sub> fra andet kvæg, hvilket er udgangspunktet for de nærværende beregninger. Der antages en reduktion på 5 % frem mod 2020 pga. effektivitet og produktionsudvikling (Dalgaard et al., 2011). Reduktionen i emissioner fra produktivitetsstigningen er mindre end selve produktivitetsstigningen, da en del af produktivitetsforøgelsen er forbundet med øgede udledninger.

Lattergas er ikke indregnet, da de foreslåede fodringstiltag ikke vil ændre på dyrenes N-udnyttelse.

Vurdering af de samlede miljømæssige gevinster kræver, at der ses på hele kæden, inklusive foderproduktionen og metanudledningen fra gødningen, og evt. biogas-potentialet. Det er i de nærværende beregninger dog forudsat, at der ikke er afledte effekter på emissioner i forbindelse med foderproduktion og håndtering af gødningshåndteringen. Forsøg har dog vist, at metanudledningerne øges betydeligt ved fodring med fedt, og i nogle tilfælde vil de øgede udledninger af metan fra lagring af gyllen overstige reduktionen i udledningerne fra dyrene. En del af disse emissioner fra gyllelageret kan dog undgås ved biogasbehandling og/eller forsurening.

### *Nitrat i foderet*

Her er der skønsmæssigt regnet med en 15 % reduktion i metanudledninger fra fordøjelsen for malkekøveg ved tilsætning af nitrat til foderet. Nielsen et al. (2010) angiver udledning i 2009 på 75,32 Gg CH<sub>4</sub> fra malkekøveg. Der antages en reduktion på 5 % frem mod 2020 pga. effektivitet og produktionsudvikling.

Lattergas er ikke indregnet, da det forudsættes, at fodringen med nitrat vil erstatte fodring med urea.

### **4.2.2 Forlænget laktation hos malkekøveg**

Det antages, at en forlænget laktation vil kunne reducere udledningen fra mælkeproduktionen med op til 10 % ved et væsentligt mindre forbrug af foder til dyr, der ikke er lakterende (goldkøveg og opdræt). Den største effekt fremkommer ved, at der er færre ungdyr pr årsko, hvorfor forbruget af foder til andet køveg reduceres (Weiske et al., 2006). Hertil kommer, at der forventes lidt lavere foderforbrug og højere andel af grovfoder til malkekøvegerne. Det er her forudsat, at mælkeproduktionen pr. årsko er uændret, mens der er en nedgang i tilvæksten, pga. de færre fødte kalve på anslået 30 %.

Nielsen et al. (2010) angiver udledning i 2009 på 75,32 Gg CH<sub>4</sub> fra malkekøveg. Der antages en reduktion på 5 % frem mod 2020 pga. effektivitet og produktionsudvikling (Dalgaard et al., 2011).

## **4.3 Håndtering af husdyrgødning**

Beregningerne af emissioner fra håndtering af husdyrgødning tager udgangspunkt i de mængder tørstof og kvælstof, der er anført i tabel 6, som er gældende for 2010.

**Tabel 6. Opgørelse af tørstof og kvælstofmængder i dansk husdyrgødning for 2010. Dette omfatter ikke gødning afsat under afgræsning.**

	Tørstof (ton)		Kvælstof (ton)	
	Flydende	Fast	Flydende	Fast
Kvæg	1.281.763	706.875	81.822	23.641
Svin	1.090.748	84.889	97.355	3.274
Fjerkræ	2.769	165.108	162	10.992
Mink	106.927	0	15.452	6
Andet	0	108.333	0	3.851
I alt	2.482.207	1.281.763	194.791	41.763

For beregning af emissioner fra lagret husdyrgødning beregnes metanemissioner under forudsætning af, at Danmark med en årlig gennemsnitstemperatur på 8 °C hører til de kølige klimaområder, som defineret af IPCC (2006). Derfor sættes MCF for gyllelagre med naturligt flydelag til 10 % og uden naturligt flydelag til 17 %. Det antages, at al kvæggylle har naturligt flydelag, men kun halvdelen af svinegylle har naturligt flydelag. For gylle lagret i stalden under en måned anvendes en MCF på 3 %, og det forudsættes her, at gylle i Danmark generelt lagres under en måned i danske staldsystemer. For dybstrøelse anvendes en MCF på 17 %, idet det forudsættes, at disse generelt lagres mere end en måned. Værdierne for dybstrøelse benyttes for alle typer fast gødning. Indholdet af VS i husdyrgødningen sættes for alle gødningstyper til 80 %.  $B_0$  sættes til i henhold til IPCC (2006) til 0,24 for kvæggylle og 0,45 for svinegylle. For alle andre gødningstyper sættes  $B_0$  til 0,30.

Emissionsfaktoren for lattergas sættes til 0,005 for gylle lagret med naturligt flydelag og til 0 for gylle uden flydelag. For dybstrøelse og anden fast gødning anvendes en emissionsfaktor på 0,01. For gylle lagret i stalden under spalterne anvendes en emissionsfaktor på 0,002, og det forudsættes at al dansk gylle vil have lattergasemissioner fra stalden.

### **4.3.1 Forsuring af gylle**

Der regnes her med, at kontinueret forsuring sker i stalden eller i gyllelageret, idet der ikke vil være noget effekt på metanudledninger af forsuring i tanken umiddelbart inden udbringning, som er den normale måde for forsuring i tanken. Dette antages at give en reduktion af metanudledningen på 60 %, som understøttes af resultater fra lagringsforsøg med kvæggylle i laboratorieskala (Petersen et al., 2012a), og fra lagringsforsøg med svinegylle i større skala (Petersen et al., 2012c).

Forsuringen vil også reducere ammoniakfordampningen. Da ammoniakfordampning også er en kilde til lattergasemissioner, kan forsuring potentielt reducere udledningerne af lattergas. Dette forudsætter dog, at gødskningsniveauet nedsættes med den reduktion, der opnås ved forsuringen. Dette kræver stramning af kvælstofnormerne. I denne opgørelse er der ikke forudsat en stramning af normerne, som tager højde for en større kvælstoftilgængelighed i gyllen med forsuring, og derfor er der ikke nogen netto-effekt af forsuring på udledningen af lattergas.

Forsuring forringer betingelserne for (men udelukker ikke) dannelse af flydelag på kvæggylle, hvad der reducerer risikoen for lattergasdannelse under lagringen. Her regnes dog ikke med reduceret lattergas fra gyllebeholdere ved forsuring. Der antages endvidere ingen effekt af forsuring på lattergas efter udbringning i marken.

Tiltaget vil kun i mindre grad påvirke kulstofindholdet i gyllen, og effekter på kulstoflagring medregnes derfor ikke.

Ved forsuring i stalden af al dansk kvæggylle og svinegylle fås reduktion på henholdsvis 321.500 og 651.000 ton CO<sub>2</sub>-ækv. De tilsvarende reduktioner ved kontinuert forsuring i gyllelageret er henholdsvis 247.300 og 532.800 ton CO<sub>2</sub>-ækv.

#### **4.3.2 Overdækning af gyllebeholdere**

Det antages her, at metanudledningerne fra lagret gylle vil kunne reduceres med 15 % ved overdækning med telt eller lag (Clemens et al., 2006), mens der ingen effekt er på lattergasudledningen.

Hvis dette tiltag gennemføres for al dansk kvæggylle og svinegylle, fås reduktion på henholdsvis 61.800 og 133.200 ton CO<sub>2</sub>-ækv/år.

#### **4.3.3 Køling af gylle i svinestalde**

Det antages, at afkøling kan reducere emissionen af metan fra gylle lagret i svinestalde med 30 %. Det er antaget, at køling af gyllen ikke medfører et øget energiforbrug, da tiltaget kun anvendes på svinestalde, hvor der antages at være et tilsvarende behov for opvarmning af stalden. Det antages tilsvarende, at tiltaget ikke medfører ændringer i kvælstofnormerne.

Ved køling af al dansk svinegylle fås en reduktion i metanudledningerne svarende til 59.200 ton CO<sub>2</sub>-ækv/år.

#### **4.3.4 Biogas af husdyrgødning**

Her beregnes alene effekter af biogas fra gylle. Ved energiproduktionen regnes med en netto energiproduktion på 39,7 MJ/kg CH<sub>4</sub>, og der regnes med en metanproduktionspotential på 0,29 og 0,21 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> pr. kg VS (organisk stof) for henholdsvis svine- og kvæggylle (Sommer et al., 2001). For øvrige gødningstyper regnes med et potential på 0,25 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS. Der regnes med, at biogasenergien vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO<sub>2</sub>/GJ (Energistyrelsen, 2005).

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Metanlækagen kan stamme både fra gasmotoren og fra utætheder i systemet. Lækagen sættes til 1,5 % af metanproduktionen under forudsætning af, at der gøres en indsats for at nedbringe lækagerne (Sommer et al., 2001).

Baseret på Sommer et al. (2001) antages, at udledningerne af metan fra lagret kvæggylle reduceres med 23 % sammenlignet med ubehandlet gødning. Tilsvarende reduceres metanudledninger fra lagret svinegylle med 40 %. For øvrige gylletyper antages en reduktion på 30 %. Disse værdier gælder for anvendelse af husdyrgødning til biogasfællsanlæg, hvor der typisk vil være en lagring på gårdene i ca. 14 dage inden gyllen transporteres til biogasanlægget. På gårdanlæg kan dette reduceres til 2-4 dage. Det antages, at dette for gårdanlæg vil kunne øge metanreduktionen til 25 % for kvæggylle, 45 % for svinegylle og 35 % for anden gylle.

Efter biogas vil gyllen være tyndere og danner ikke så let flydelag. Det antages her, at dette vil medføre en reduktion i lattergas fra lagret gylle på 50 %. Der mangler dog dokumentation for denne effekt.

Der er også fundet lavere lattergasemissioner fra biogasbehandlet gylle efter udbringning i marken. Sommer et al. (2001) angiver en reduktion i lattergasemissioner på 36 % for kvæggylle og 41 % for svinegylle. For øvrige gylletyper antages en gennemsnitlig reduktion på 38 %. Der er dog også for denne effekt behov for bedre dokumentation.

**Tabel 7. Beregnede reduktioner af drivhusgasemissioner ved biogas af al dansk gylle opgjort på forskellige gylletyper for henholdsvis biogafællesanlæg og gårdanlæg (1000 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år).**

Anlæg	Drivhusgas	Kvæggylle	Svinegylle	Anden gylle
Fællesanlæg	Metan fra lager	94	355	18
	Lattergas	234	244	37
	Metanlækage fra biogas	-58	-68	-6
	Substitution af naturgas	348	409	35
	Kulstoflagring i jorden	-26	-31	-3
Gårdanlæg	Metan fra lager	103	400	21
	Lattergas	234	244	37
	Metanlækage fra biogas	-58	-68	-6
	Substitution af naturgas	348	409	35
	Kulstoflagring i jorden	-26	-31	-3

Effekten af biogasbehandling af gyllen på kulstoflagring i jorden er endnu dårligt kendt, men der er målt en lidt mindre kulstoflagring i jorden ved bioforgasning (Thomsen et al., 2012). Baseret på Thomsen et al. (2012) antages at den kulstofmængde, der afgasses i biogasanlægget, ville have bidraget til kulstoflagring med 25 % af den effekt, der fås fra tilførsel af kulstof i frisk plantemateriale og halm, dvs. at  $0,25 \times 15 \% = 3,75 \%$  af kulstoffet antages lagret efter en 20-års periode (Christensen et al., 2004).

De opgjorte effekter ved biogas af al dansk gylle er vist i tabel 7.

### *Biogas af separeret husdyrgødning*

Der er her regnet på drivhusgasemissioner for et biogasanlæg, hvor det antages at 75 % af gyllen separeres, og at tørstoffdelen heraf anvendes til biogas. Det antages, at der er en separationseffektivitet for den faste del af svinegyllen på 80 % for organisk stof og på 35 % for total kvælstof. Det antages, at den ekstra energiomkostning til separering af gødningen opvejes af den energibesparelse, der kommer ved,

at der skal opvarmes mindre vand i biogasreaktoren ved anvendelse af tørstof fra gylleseparering. De opgjorte effekter ved biogas af al dansk kvæg- og svinegylle med separering af 23 % er vist i tabel 8.

**Tabel 8. Beregnede reduktioner af drivhusgasemissioner ved biogas af al dansk kvæg- og svinegylle med 23 % af gyllen som separation inden anvendelse af det faste separationsprodukt til biogas (1000 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år).**

Drivhusgas	Emissionsreduktion
Metan fra lager	382
Lattergas	245
Metanlækage fra biogas	-105
Substitution af naturgas	644
Kulstoflagring i jorden	-49

## 4.4 Gødskning

### 4.4.1 Nitrifikationshæmmere til handelsgødning

Det forudsættes at nitrifikationshæmmere i handelsgødninger giver en reduktion i emissioner af lattergas efter udbringning på 38 % (Akiyama et al., 2010). Der er ikke effekter på andre emissioner. Dette giver for hele det danske handelsgødningsforbrug en reduktion på 334.700 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år.

### 4.4.2 Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning

Det forudsættes at nitrifikationshæmmere i husdyrgødninger giver en reduktion i emissioner af lattergas efter udbringning på 40 % (Akiyama et al., 2010). Der er ikke effekter på andre emissioner. Dette giver for kvæggylle og svinegylle reduktioner på henholdsvis 153.300 og 182.400 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år.

### 4.4.3 Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning

Skærpede udnyttelseskrav ved afgangning af hele den danske gyllemængde vil reducere handelsgødningsforbruget med 18.538 ton N/år, ammoniakfordampningen med 278 ton N/år og nitratudvaskningen med 5.005 ton N/år (Andersen et al., 2012). Dette giver en reduktion i lattergasemissioner svarende til 96.300 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år (Olesen et al., 2012a). Her opereres dog med et scenarie med afgangning af halvdelen af gyllemængden, og skærpede udnyttelseskrav vil i dette tilfælde reducere udledninger med 48.100 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år.

#### **4.4.4 Skærpelse af udnyttelseskravet til udvalgte typer husdyrgødning**

En skærpelse af udnyttelseskrav for udvalgte husdyrgødningstyper (minkgylle, fjerkrægødning, ajle, fast gødning og dybstrøelse) vil reducere handelsgødningsforbruget med 3.121 ton N/år, ammoniakfordampningen med 47 ton N/år og nitratudvaskningen med 843 ton N/år (Andersen et al., 2012). Dette giver en reduktion i lattergasemissioner svarende til 16,784 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år (Olesen et al., 2012b).

#### **4.4.5 Reduktion af N-kvoten med 10 procent**

En reduktion af N-kvoten med 10 procent vil reducere handelsgødningsforbruget med 36.800 ton N/år, ammoniakfordampningen med 552 ton N/år og nitratudvaskningen med 9.936 ton N/år (Andersen et al., 2012). Dette giver en reduktion i lattergasemissioner svarende til 175.300 ton CO<sub>2</sub>-ækv./år (Olesen et al., 2012b).

#### **4.4.6 Flere bælgplanter i græsmarker**

Ved normalt udbyttensniveau er N-normen til kløvergræs under 50 % kløver 240 kg N/ha og for græs uden kløver 337 kg N/ha for vandet JB1-4 (Plantedirektoratet, 2011). N-responsen (udbyttetigning ved stigende tilførsel af N) er for det meste undersøgt under slætforhold. Både for græs og kløvergræs gælder, at udbyttekurven stiger til langt over N-normen. Den lange vækstsæson og mange benyttelser gør, at udbyttetigningen med stigende N-gødsning ikke klinger af på samme måde som for andre afgrøder. For rent græs vil en nedgang i gødsning kraftigt reducere udbyttet. Spørgsmålet for kløvergræs er til gengæld, om kløverens N-fiksering kan udnyttes på en måde, så nedgangen ved en reduceret gødsning begrænses.

N-responsen er imidlertid en meget variabel størrelse i kløvergræs, hvilket skyldes den store kompleksitet i disse marker. I forhold til andre afgrøder er der flere vigtige variable i kløvergræsmarken, som giver virkninger og eftervirkninger. Marken holder i flere år, der er forskellig benyttelse (slæt og afgræsningskombinationer) og der er forskellige arter. Undersøgelser har vist, at N-responsen var noget mindre i 2. brugsår end i 1. brugsår, at N-responsen var mindre under afgræsning end ved slæt, og at der kun var en N-respons i første halvdel af vækstsæsonen under afgræsning. Desuden faldt N-responsen kraftigt med stigende kløverandel i marken, og N-responsen faldt med stigende årlig slætantal. Disse resultater er fundet med hvidkløver i marken. Nye undersøgelser med rødkløver under slætforhold har antydnet, at N-responsen er mindre med rødkløver end med hvidkløver. Endelig er gødningsforsøg normalt udført med handelsgødning. Kløverens konkurrenceevne svækkes ikke så meget ved brug af gylle som af handelsgødning. En meget stor del af de nævnte effekter kan forklares ud fra påvirkninger af kløverandel og dermed størrelsen af N-fiksering. Ved at tage hensyn til ovenstående i gødningsplanlægningen af den enkelte mark, ville udbyttenedgangen generelt kunne begrænses i kløvergræs ved en nedgang i N-tilførsel.

Hvor stor nedgang en reduktion på f.eks. 50 eller 100 kg N i årlig N-tilførsel ville bevirke for det gennemsnitlige nettoudbytte i kløvergræs i omdriften ved normalt udbyttensniveau er vanskeligt at fastslå på grundlag af den nuværende viden, men en differentieret gødsning, som optimerer kløverens N-fiksering, ville begrænse nedgangen betydeligt. En differentieret gødsning nødvendiggør imidlertid en større viden, bl.a. om arternes N-respons, handelsgødning kontra husdyrgødning og klørevækstens afhængighed af jordtype, samt udvikling af planlægningsværktøjer for differentieret gødsning til praktisk brug.

Det skønnes dog, at det med yderligere forskning og udvikling af nye styringsværktøjer vil være muligt at reducere kvælstoftildelingen i græsmarker med op til 100 kg N/ha med forholdsvis beskedne udbyttetab. Dette vil indebære, at der i højere grad fokuseres på bælplanter, der fikserer kvælstof fra atmosfæren, uden det fører til emissioner af lattergas. Ved en reduktion af kvælstofgødningen må det med god styring af kløvergræsset formodes, at dette opvejes af en tilsvarende stor biologisk kvælstoffiksering. En reduktion af kvælstofgødningen vil derfor ikke reducere kvælstofudvaskningen. Der vil være en lille reduktion af ammoniakfordampningen svarende til 1,5 % af reduktionen i gødsningsmængden.

Hvis det antages, at kvælstofgødningen kan reduceres med 100 kg N/ha gennem en reduktion af kvælstofnormen til kløvergræsmarker, fås en reduktion i drivhusgasudledningen på 475 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

## **4.5 Arealanvendelse**

### ***4.5.1 Omlægning til flerårige energiafgrøder***

Der regnes med en gødningsnorm på 120 kg N/ha til pil på alle jordtyper (Plantedirektoratet, 2011). Da de afgrøder, som pilen vil afløse, i gennemsnit har en norm på 146 kg N/ha fås en besparelse på 26 kg N/ha. Antages en ammoniakfordampning på 1,5 % af udbragt N fås en reduktion på 0,39 kg N/ha. Der regnes med en gennemsnitlig reduktion i N-udvaskning på 50 kg N/ha for organisk jord, 25 kg N/ha for lerjord og 50 kg N/ha for sandjord. Dette giver reduktioner i lattergasemissioner svarende til 247, 185 og 247 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år for henholdsvis organisk jord, lerjord og sandjord. De nævnte reduktioner i N-udvaskning er ved sammenligning med korndyrkning uden efterafgrøder. Hvis der i stedet sammenlignes med korndyrkning med efterafgrøder, vil reduktionen i N-udvaskningen kun være det halve, svarende til 25, 12,5 og 25 kg N/ha for henholdsvis organisk jord, lerjord og sandjord.

Energiforbruget ved almindelig korndyrkning antages at svare til 1,10 ton CO<sub>2</sub>/ha/år, og dette kan reduceres til 0,74 ton CO<sub>2</sub>/ha/år ved pileydrkning (Olesen et al., 2001). Dette giver en årlig besparelse på 0,37 ton CO<sub>2</sub>/ha.



Flerårige energiafgrøder er tidligere beregnet at øge jordens kulstofindhold sammenlignet med almindelig korndyrkning uden efterafgrøder svarende til en binding på 1,57 ton CO<sub>2</sub>/ha/år (Olesen et al., 2012a). Hvis der er i stedet sammenlignes med korndyrkning med efterafgrøder fås en øget kulstoflagring fra flerårige energiafgrøder på 0,83 ton CO<sub>2</sub>/ha/år. Her regnes med et gennemsnit af disse estimater på 1,20 ton CO<sub>2</sub>/ha/år. Det antages, at dyrkning af energiafgrøder på lavbund ikke medfører ændringer i afvandsforhold, og derfor sættes kulstoflagringen til samme værdi i både lavbund og højbund.

Flis af pil kan umiddelbart indgå som brændsel i kraftvarmeproduktionen. Ved substitution af importerede træpiller vil der ikke være noget reduktionseffekt, og effekten sættes derfor til nul.

#### **4.5.2 Yderligere efterafgrøder ud over Grøn Vækst**

Som følge af eftervirkning af efterafgrøder skal N-normen reduceres med 17 eller 25 kg N/ha på brug hhv. under og over 0,8 DE/ha. Der er her regnet med en gennemsnitlig reduktion på 20 kg N/ha. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning, kan der spares 0,30 kg N/ha. Der regnes med en reduktion i N-udvaskningen på 22 kg N/ha på lerjord og 46 kg N/ha på sandjord (Andersen et al., 2012). Ved dyrkning af efterafgrøder tilføres jorden organisk materiale, herunder kvælstof, som vil være en kilde til lattergas. Det antages, at optaget af N i efterafgrøden vil være 50 % over reduktionen i udvaskningen, og at dette er en kilde til lattergas (Olesen et al., 2012a). Dette svarer til 69 og 33 kg N/ha for henholdsvis sandjord og lerjord. Dette giver tilsammen en stigning i emissionerne af lattergas ved dyrkning af efterafgrøder på 113 og 5 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år for henholdsvis sand og lerjord.

Ved dyrkning af efterafgrøder tilføres jorden organisk stof fra både rødder og overjordisk biomasse. Omfanget af dette varierer betydeligt, men anslås til gennemsnitligt 733 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2012a).

#### **4.5.3 Mellemafgrøder**

Ved dyrkning af mellemafgrøder spares ikke handelsgødning, og der er således heller ingen reduktion i ammoniakfordampningen. Reduktionen i N-udvaskningen antages at være omtrent det halve af efterafgrøders effekt, dvs. 23 kg N/ha på sandjord og 11 kg N/ha på lerjord. Ved dyrkning af mellemafgrøder tilføres jorden organisk materiale, herunder kvælstof, som vil være en kilde til lattergas. Der ligger kun meget få data på dette og størrelsen kan derfor kun anslås. Her anslås denne mængde at være af samme størrelse som den mængde N-udvaskningen reduceres med. Dette giver tilsammen en stigning i emissionerne af lattergas ved dyrkning af efterafgrøder på 50 og 24 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år for henholdsvis sand og lerjord.

Ved dyrkning af mellemafgrøder tilføres jorden organisk stof fra både rødder og overjordisk biomasse. Omfanget af dette er dårligt kendt, men kan anslås til at være af samme størrelse som for efterafgrøder, svarende til 733 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2012b).

#### **4.5.4 Udtagning af højbund til græs**

Det forudsættes, at der ved udtagning kan spares 146 kg N/ha uanset jordtype. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning kan der spares 2,19 kg N/ha i ammoniakfordampning. Reduktionen i udvaskningen forudsættes at være 61 kg N/ha på sandjord og 34 kg N/ha på lerjord (Andersen et al., 2012). Dette giver tilsammen et fald i emissionerne af lattergas ved udtagning af dyrket jord til vedvarende ugødet græs svarende til 786 og 859 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år for henholdsvis ler og sandjord.

Der regnes med en reduktion i energiforbruget fra omlægning til vedvarende græs svarende til 300 kg CO<sub>2</sub>/ha/år (Dubgaard et al., 2010).

Ved udtagning af højbund til græs forventes en årlig kulstofakkumulering svarende til 1.833 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2012a). Denne kulstofakkumulering forventes at kunne fortsætte over flere årtier, men vil med tiden aftage.

#### **4.5.5 Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning**

Der anslås, at kunne spares 146 kg N/ha ved ophør af normal dyrkning. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning, kan der spares 2,19 kg N/ha. Der regnes med en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 30 kg N/ha (Andersen et al., 2012). Dette giver samlet en reduktion i lattergasemissioner svarende til 762 CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år (Olesen et al., 2012b).

Der regnes med en reduktion i energiforbruget fra omlægning til vedvarende græs svarende til 300 kg CO<sub>2</sub>/ha/år (Dubgaard et al., 2010).

Undersøgelser af kulstofbalancen på drænedede organiske jorder i Danmark har vist årlige gennemsnitlige tab af kulstof på 8,4 ton C/ha fra vedvarende græs og 11,5 ton/ha fra jord i omdrift, hvilket omfattede både enårige afgrøder og græsmarker i omdrift (Elsgaard et al., 2012). Forskellen mellem vedvarende græs og jord i omdrift var dog ikke signifikant. Desuden kan forskellen mellem emissionerne fra drænet jord i omdrift og drænet jord i vedvarende græs meget vel skyldes forskelle i drændybde, næringsstofstatus m.v., hvilket er forskelle, der ikke vil optræde ved udtagning af sådanne drænedede organiske jorder til græs uden sløjfning af drænene. Ved udtagning af lavbundsarealer uden sløjfning af dræn antages effekten derfor alene være knyttet til en større kulstoflagring under græs end for arealer i omdrift. Denne effekt forudsættes at være af samme størrelse som for udtagning af højbund til græs svarende til 1.833 kg CO<sub>2</sub>/ha.

#### **4.5.6 Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning**

Der anslås, at kunne spares 146 kg N/ha ved ophør af normal dyrkning. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning, kan der spares 2,19 kg N/ha. Der regnes der med en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 113 kg N/ha (Andersen et al., 2012).

Der regnes med en reduktion i energiforbruget fra omlægning til vedvarende græs svarende til 300 kg CO<sub>2</sub>/ha/år (Dubgaard et al., 2010).

Ved etablering af vådområder ophører dyrkning og dræning af de pågældende arealer. Det forudsættes, at etablering af vådområder medfører et højt vandspejl (0-20 cm under jordoverfladen). Dette vil medføre en mindre nedbrydning af jordens organiske stofpulje samt en opbygning fra nyt tilført organisk materiale. Effekten af dette er dog i høj grad afhængig af jordens kulstofindhold og afdræningsforhold i udgangssituationen. For drænedede jorder organiske jorder i Danmark er målt årlige gennemsnitlige tab af kulstof på 8,4 ton C/ha fra vedvarende græs og 11,5 ton/ha fra jord i omdrift (Elsgaard et al., 2012). Som gennemsnit af disse jorder fås en årlig emission af CO<sub>2</sub> som følge af dræning og dyrkning på 36,5 ton CO<sub>2</sub>/ha. I praksis vil en del af de udtagne jorder have et lavere indhold af kulstof end de 12 % C, der er definitionen på organisk jord, og på sådanne jorder må emissionerne forventes at være lavere. Her antages, at emissionerne vil være halverede på disse jorder. Baseret på arealfordelingen mellem jorder med forskelligt kulstofindhold inden for det dyrkede areal fås med den metode, der for nærværende anvendes i den nationale opgørelse, en gennemsnitlig vægtet emission på 25,1 ton CO<sub>2</sub>/ha. Det forudsættes her, at det høje vandspejl medfører, at nedbrydningen af det organiske stof i jorden ophører, svarende til en emissionsreduktion på 25,1 ton CO<sub>2</sub>/ha.

Ved etablering af vådområder med høj vandstand ophører også den øgede lattergasemission fra organiske jorder (Couwenberg et al., 2011). I den nationale opgørelse bruges i henhold til IPCC guidelines en emissionsfaktor på 8 kg N<sub>2</sub>O-N/ha for drænedede organiske jorder. I en dansk undersøgelse af lattergasemissioner fra drænedede jorder fandtes emissioner på 3 til 24 kg N<sub>2</sub>O-N/ha for seks steder, mens der på to lokaliteter var emissioner på 38 og 61 N<sub>2</sub>O-N/ha (Petersen et al., 2012b). Med udgangspunkt i den meget store variation i målte emissioner fastholdes her anvendelse af IPCC emissionsfaktoren.

Hævning af vandstanden vil dog medføre en betydelig stigning af metanudledningerne, og denne stigning kan være meget variabel og afhænge af vegetationstype, jordbundsforhold og forhistorie (Couwenberg et al., 2011). Med udgangspunkt i Couwenberg et al. (2011) antages en øget årlig metanudledning på 200 kg CH<sub>4</sub>/ha, svarende til 4,2 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Alle de ovennævnte antagelser er behæftet med meget stor usikkerhed, og der foreligger kun indledende danske undersøgelser omkring de samlede drivhusgas effekter af retablering af vådområder (Audet et al., 2012). Effekter kan derfor nemt være overvurderet.

Det antages, at halvdelen af arealet til vådområder vil have en sådan betydende mængde organisk stof, at de ovennævnte ændringer i emissioner vil være gældende. Den øvrige del af arealet beregnes her som værende mineraljord uden de nævnte effekter på kulstoflagring, lattergas og metan.

Det er her valgt i opgørelsen at samle effekter på kulstoflagring og metanudledninger under et, da begge i den nationale opgørelse vil indgå under "Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF)" og ikke under de specifikke landbrugsemissioner.

#### **4.5.7 Vedvarende græsmarker**

Hvis jord i omdrift omlægges til vedvarende græs, sker der en opbygning af jordens kulstofpulje i størrelsesordenen 0,3-1,9 t C/ha/år og med 1 t C/ha/år som en typisk værdi, der også er fundet under danske forhold (Christensen et al., 2009). En tilsvarende opbygning sker under græs i omdrift, men ved ompløjning efter 2-4 år sker der en omsætning og frigivelse af store dele af det bundne kulstof. En samtidig stor frigivelse af kvælstof ved ompløjning af græs giver formentlig også anledning til en frigivelse af lattergas (Brozyna et al., 2012). Der findes ikke egentlige data på effekt af unkladelse af pløjning af græsmarker, men effekten er formentlig noget mindre end omlægning af marker i omdrift til vedvarende græs. Effekten anslås her til 200 kg C/ha/år svarende til 733 kg CO<sub>2</sub>/ha/år, men der er i høj grad behov for yderligere forskning til at kvantificere denne effekt.

Som det fremgår af tabel 1, vil der også være et øget behov for gødsning med kvælstof ved omlægning af græs i omdrift til vedvarende græs. Det forudsættes her, at stigningen er på 14 kg N/ha, og at dette ikke påvirker N-udvaskningen. Derimod antages en øget ammoniakfordampning svarende til 1,5 % af gødningsmængden. Dette giver samlet øgede emissioner af lattergas svarende til 67 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år.

#### **4.5.8 Skovrejsning**

Det forudsættes, at der ved udtagning til skovrejsning kan spares 146 kg N/ha uanset jordtype. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning, kan der spares 2.19 kg N/ha i ammoniakfordampning. Reduktionen i udvaskningen forudsættes at være 59 kg N/ha på sandjord og 32 kg N/ha på lerjord (Andersen et al., 2012). Dette giver tilsammen et fald i emissionerne af lattergas ved udtagning af dyrket jord til skov svarende til 765 og 826 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år for henholdsvis ler og sandjord.

Der regnes med en reduktion i energiforbruget fra omlægning til skov svarende til 300 kg CO<sub>2</sub>/ha/år (Dubgaard et al., 2010).

Ved skovrejsning sker der hovedsageligt en binding i træernes vedmasse samt i førnlaget over mineraljorden. Den årlige tilvækst afhænger dog i betydelig grad af skovens alder og er mindst lige efter etableringen. Den største effekt på CO<sub>2</sub>-reduktionen i 2020 fås derfor ved at gennemføre skovrejsningen så tidligt som muligt, hvorimod skovrejsning sidst i perioden kun har en beskedne effekt. Der er i Føde-

vareministeriet (2008) regnet med en gennemsnitlig årlig binding på 700 kg C/ha/år baseret på en jævn fordeling af skovrejsningen i løbet af perioden. Dette svarer til 2567 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ha/år. Effekten af skovrejsning på kulstoflagringen vil være betydeligt større jo tidligere skoven etableres, da den årlige tilvækst af kulstof i vedmassen tiltager efter en etableringsperiode.

#### **4.5.9 Reduceret jordbearbejdning**

Reduceret jordbearbejdning reducerer energiforbruget og den tilhørende CO<sub>2</sub>-udledning med 33-64 %, afhængigt af metode og teknik. Det svarer til en reduktion på 31-91 kg CO<sub>2</sub>/ha ved reduceret jordbearbejdning og 100 kg CO<sub>2</sub>/ha ved direkte såning (Olesen et al., 2005). Med den form for reduceret jordbearbejdning, der praktiseres i Danmark, må reduktionen i brændstofforbrug skønnes at ligge på ca. 40 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.

Der har hidtil været stor usikkerhed omkring effekterne af reduceret jordbearbejdning på lagring af kulstof (C) i jorden under danske forhold. Nyere resultater sammenholdt med internationale undersøgelser viser dog, at der ved reduceret jordbearbejdning er mulighed for lagring af kulstof i jorden, forudsat at afgrødeproduktionen kan opretholdes på nogenlunde samme niveau som ved traditionel jordbearbejdning med pløjning og harvning. Chatskikh et al. (2008) fandt på grundlag af målinger og modellering, baseret på et dansk forsøg med pløjefri dyrkning, at reduceret jordbearbejdning og direkte såning i forhold til traditionel jordbearbejdning øgede kulstoflagringen i jorden med henholdsvis 330 og 1170 kg CO<sub>2</sub>/ha. Med den type reduceret jordbearbejdning der praktiseres i Danmark, sættes kulstoflagringen her til 330 kg CO<sub>2</sub>/ha/år.

Flere udenlandske undersøgelser har fundet, at direkte såning øger emissionen af lattergas i vækstsæsonen sammenlignet med traditionel jordbearbejdning (Six et al., 2004). Nyere undersøgelser tyder dog på, at der på veldrænedede jorder kun er en meget lille og usikker forskel mellem traditionel jordbearbejdning og reduceret jordbearbejdning, når det gælder emissioner af lattergas (Chatskikh og Olesen, 2007; Chatskikh et al., 2008; Rochette, 2008). Reduceret jordbearbejdning har kun en meget lille og usikker effekt på nitratudvaskningen (Hansen et al., 2010), og denne effekt kan ignoreres i denne sammenhæng. Der medtages derfor her ikke nogen effekt på lattergasemissioner. Det er i nyere undersøgelser fundet, at direkte såning eller reduceret jordbearbejdning kan reducere udledningerne af lattergas fra nedmuldning af efterafgrøder (Petersen et al., 2011). Denne effekt er dog en kombination af jordbearbejdning og efterafgrøder og medtages ikke i denne opgørelse, der fokuserer på de individuelle effekter af tiltagene.

## **5. Oversigt over tiltag**

Der er i tabel 9 givet en oversigt over estimer for drivhusgasudledninger fra dansk landbrug frem mod 2020. Da nogle af de anførte tiltag konkurrerer med hinanden eller som f.eks. fodring med fedt til malkekøer er afhængige af andre teknologier for at virke, er der også anført et samlet potentiale under

forudsætning af, at kun dele af potentialet kan realiseres på grund af samspil til andre tiltag. For disse samspil er der foretaget følgende antagelser:

- Af det samlede potentiale for halm til brændsel bruges halvdelen til brændsel til kraftvarme og den anden halvdel til forgasning med returnering af biochar til jorden.
- Fodring af malkekvæg og andet kvæg med fedt antages kun at blive implementeret med 50 %, da udnyttelse af den metanreducerende effekt forudsætter at gyllen efterfølgende udnyttes til biogas eller forsures.
- Der antages ikke at være nogen konkurrence mellem biogas og forsuring, da det samlede gyllemængde til disse tiltag stadig ligger under den samlede gyllemængde.
- Biogas af husdyrgødning fordeles med halvdelen til biogas uden separation, og den anden halvdel til biogas for en mindre del (23 %) separeres.
- Omkring de organiske jorder er der flere konkurrerende tiltag. Her sættes anvendelsen til pil til 5.000 ha, udtagning med sløjfning af dræn til 15.000 ha og udtagning uden sløjfning af dræn til 15.000 ha.
- Omkring udtagning af højbund til pil, græs og skovrejsning vil der også til en vis grad være konkurrence om nogle af de samme arealer. Det er dog her sværere at afgøre, i hvor høj grad konkurrencen er reel. Her er der skønsomt lavet en reduktion på potentialet for disse arealer på 40 % for alle anvendelser.
- Omkring dyrkning af energiafgrøde til biogas forudsættes at arealet på 60.000 ha med majs og rajsvingel til biogas deles ligeligt mellem de to afgrøder med 30.000 ha til hver afgrøde.

**Tabel 9. Estimer for reduktion i drivhusgasudledninger ved en række forskellige tiltag i landbruget opgjort i 1000 ton CO<sub>2</sub>-ækv/år.**

Tiltag	Omfang	CH <sub>4</sub> + N <sub>2</sub> O	Jord- C	CH <sub>4</sub> + N <sub>2</sub> O + C	Bio- energi	I alt	
						Med kulstof- lagring	Uden kulstof- lagring
Halm til brændsel i kraft- varme	100.000 ha	11	-74	-63	159	96	169
Halm til termisk forgasning med tilbageførsel af biochar til jorden	100.000 ha	11	-59	-48	256	208	267
Biogas af husdyrgødning	10 % af gyllemæng- den	85	-6	79	79	158	164
Biogas af husdyrgødn. med separation	10 % af gyllemæng- den	51	-5	47	64	111	116
Biogas af naturpleje græs	5.000 ha	-6	0	-6	35	29	29
Biogas af majs	60.000 ha	-66	0	-66	402	336	336
Biogas af økologisk kløver- græs	20.000 ha	-12	37	25	72	97	60
Biogas af konventionel raj- svingel	60.000 ha	-96	110	14	298	313	203
Forsuring af gylle i stalden	10 % af gyllemæng- den	102	0	102	0	102	102
Forsuring af gylle i lageret	5 % af gyllemæng- den	41	0	41	0	41	41
Overdækning af gyllebehol- dere	40 % gyllemængden	82	0	82	0	82	82
Køling af gylle i svinestalde	10 % af svinegylle	6	0	6	0	6	6
Fedt/ændret fodring til malkekøer (uden sideeffek- ter)	80 % af malkeko- bestanden	143	0	143	0	143	143
Fedt/ændret fodring til andet kvæg (uden sideeffek- ter)	25 % af bestanden	13	0	13	0	13	13
Nitratfodring til malkekvæg	10 % af bestanden	27	0	27	0	27	27
Forlænget laktation til mal- kekøer	10 % af malkekobe- standen	18	0	18	0	18	18
Nitrifikationshæmmere til handelsgødning	100 % af handels- gødning	335	0	335	0	335	335
Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning	10 % af gyllemæng- den	36	0	36	0	36	36
Skærpet N-udnyttelseskrav efter afgang af husdyr- gødning	50 % af gyllemæng- den	48	0	48	0	48	48
Skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyr- gødning	Skærpelse i hen- hold til VMPIII	17	0	17	0	17	17

Reduceret kvælstofnorm	Reduktion med 10 %	175	0	175	0	175	175
Flere bælgplanter i græsmarkerne	200.000 ha	95	0	95	0	95	95
Energipil, organisk jord	10.000 ha	2	12	14	4	18	6
Energipil, lerjord	10.000 ha	2	12	14	4	18	6
Energipil, sandjord	80.000 ha	20	96	116	30	145	49
Efterafgrøder, lerjord	63.000 ha	0	46	46	0	46	0
Efterafgrøder, sandjord	177.000 ha	-20	130	110	0	110	-20
Mellemafgrøder, lerjord	110.000 ha	-3	81	78	0	78	-3
Mellemafgrøder, sandjord	130.000 ha	-7	95	89	0	89	-7
Udtagning af højbund til græs, ler	50.000 ha	39	92	131	15	146	54
Udtagning af højbund til græs, sand	50.000 ha	43	92	135	15	135	43
Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning	35.000 ha	27	64	91	11	101	37
Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning	35.000 ha	104	366	470	11	481	115
Vedvarende græsmarker	90.000 ha	-6	66	60	0	60	-6
Skovrejsning, lerjord	31.000 ha	24	80	103	9	113	33
Skovrejsning, sandjord	19.000 ha	16	49	64	6	70	21
Reduceret jordbearbejdning	200.000 ha	0	66	66	8	74	8
I alt		1357	1349	2706	1476	4182	2833
I alt under hensyn til samspil		1148	946	2094	802	2896	1950



## Referencer

- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K., 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N<sub>2</sub>O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 1837-1846.
- Andersen, H.E., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Jørgensen, U., Jacobsen, B., 2012. Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter. Notat til Kvælstofudvalget fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- Audet, J., Elsgaard, L., Kjaergaard, C., Larsen, S.E., Hoffmann, C.C., 2012. Effect of riparian wetland restoration on greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering* (submitted).
- Brozyna, M.A., Olesen, J.E., Chirinda, N., Petersen, S.O., 2012. Effects of grass-clover management on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in an organic arable crop rotation. Under udarbejdelse
- Bruun, S., Jensen, E.S., Jensen, L.S., 2008. Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Geochemistry* 39, 839-845.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., 2007. Soil tillage enhanced CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil & Tillage Research* 97, 5-18.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L., Petersen, B.M., 2008. Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128, 117-126.
- Christensen, B.T., 2004. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (red). *Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug* nr. 109. s. 157-166.
- Christensen, B.T., 2005. Kulstof i dyrket jord – vurdering af potentiale for øget lagring. Side 103–120 i *DJF rapport Markbrug* nr. 113. *Drivhusgasser fra jordbruget – reduktionsmuligheder* (J. E. Olesen, red.). Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Christensen B.T., Rasmussen J., Eriksen J., Hansen E.M., 2009. Soil carbon storage and yields of spring barley following grass leys of different age. *European Journal of Agronomy* 31: 29-35.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosys. Environ.* 112, 171-177.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liaschcynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A., Josten, H., 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.
- Dalgaard, T., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Petersen, B.M., Jørgensen, U., Kristensen, T., Hutchings, N.J., Gyldenkerne, S., Hermansen, J.E., 2011. Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture – How to achieve a CO<sub>2</sub>-neutral production? *Environmental Pollution* 159, 3193-3203.
- Dubgaard, A., Nissen, C.J., Jespersen, H.L., Gylling, M., Jacobsen, B.H., Jensen, J.D., Hjort-Gregersen, K., Kejser, A.T., Helt-Hansen, J., 2010. Økonomiske analyser for landbruget af omkostningseffektive klimatiltag. *Fødevarerøkonomisk Institut Rapport* nr. 205.
- Elsgaard, L., Görres, C.M., Hoffmann, C.C., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K., Petersen, S.O., 2012. Net ecosystem exchange of CO<sub>2</sub> and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162, 52-67.
- Energistyrelsen, 2005. *Vejledning i samfundsøkonomiske analyser på energiområdet*. Energistyrelsen, København.

- Energistyrelsen, 2012. Begrænsning for brug af majs og andre energiafgrøder til produktion af biogas. Notat, 26 september 2012, Energistyrelsen, København.
- Eriksen, J., Askegaard, M., Søegaard, K., 2012. Complementary effects of red clover inclusion in white clover/ryegrass swards for grazing and cutting. *Grass and Forage Science* (submitted).
- Eriksen J., Jensen L.S., 2001. Soil respiration, nitrogen mineralisation and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands. *Biology and Fertility of Soils* 33: 139-145.
- Fødevareministeriet, 2008. Landbrug og Klima – analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. 146 pp.
- Gregersen, A., 1980. Vand og kvælstofgødning til flerårigt græs og kløvergræs. *Tidsskrift for Planteavl*, 84, 191-208.
- Gylling, M., Jørgensen, U., Bentsen, N.S., 2012. +10 mio. tons planen - muligheder for en øget dansk produktion af bæredygtig biomasse til bioraffinaderier, Frederiksberg, 32 s.
- Gyldenkerne, S., 2012. Angående fremskrivning af drivhusgasser. Notat af 14. november 2012 til Energistyrelsen. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.
- Hansen M.T., 2011. Dansk forgasningsteknologi kan blive et guldæg. *Forskning i Bioenergi* 38, 6-7.
- Hansen, E.M., Munkholm, L., Melander, B., Olesen, J.E., 2010. Can non-inversion tillage and straw retention reduce N leaching in cereal based crop rotations? *Soil and Tillage Research* 109, 1-8.
- 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*, pp 1-8.
- Hulshof, R.B.A., Berndt, A., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., van Zijderveld, S.M., Newbold, J.R., Perdok, H.B., 2012. Dietary nitrate supplementation reduces methane emission in beef cattle fed sugar-cane-based diets. *J. Anim. Sci.*, 90, 2317-2323.
- IPCC, 1997. *Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.*
- IPCC, 2000. *IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.* OECD, Paris.
- IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- Johannes, M., Lund, P., Helwing, A.L.F., Weisbjerg, M.R. 2011. Hvad betyder fodringen for metan emissionen?. In: Kristensen, T. & Lund, P. (red). *Kvæg og klima. Videnskabelig rapport nr. 1*, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, 53-63.
- Jørgensen, U., Christensen, B.T., Olesen, J.E., Rubæk, G., Petersen, B.M., Halberg, N., 2008a. Miljø- og naturmæssige konsekvenser af øget biomasseudnyttelse i Danmark. I *Jorden – en knap ressource*. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, s. 125-149.
- Jørgensen, U., Sørensen, P., Adamsen, A.P., Kristensen, I.T., 2008b. Energi fra biomasse - Ressourcer og teknologier vurderet i et regionalt perspektiv. *Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, DJF Markbrug n-r. 134.*
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emission from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136-148.
- Larsen, S.U., 2010. *Energiafgrøder til biogasproduktion. Indlæg ved Seminar om biomasse til biogas.* Skejby, 25. november 2010.
- Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. *Nature* 447, 143-144.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M., 2006. Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 403-427.

- Miljøministeriet, 2005. Miljøtilsyn 2003-2004. Sammenfatning af kommunernes, amtskommunernes, Miljøstyrelsens og Skov- og Naturstyrelsens miljøtilsyn i 2003 og 2004. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8 2005.
- Miljøministeriet, 2009. Nye vådområder for en milliard. Pressemeldelse, 27. november 2009 <http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/F7196CCB-9885-4FC1-AF25-5DC3462A0F9D/0/KLaftalenkunvaadomraader.pdf>.
- Mogensen, L., 2012. Carbon footprint of Danish and Swedish beef production systems. In prep.
- Møller, H.B., 2012. Halm til biogas. Plantekongres 2012, 290-291.
- Møller, H.B., Hansen, M.M., Jørgensen, T.V., 2012a. Forbehandling af langsomt nedbrydelig biomasse med økologisk oprindelse. Poster. Grøn Energi Dag.
- Møller, H.B., Sarker, S., Hellwin, A.L.F., Weisbjerg, M.R., 2012b. Quantification of methane production and emission from anaerobic digestion of cattle manure derived from different feeding. Paper presented at 3rd Int. Conf. CIGR, July 8-12 in Valencia, Spain. DOI: [http://cigr.ageng2012.org/images/fotosg/tabla\\_137\\_C0327.pdf](http://cigr.ageng2012.org/images/fotosg/tabla_137_C0327.pdf)
- Müller-Stöver, D., Hauggaard-Nielsen, H., Eriksen, J., Ambus, P., Johansen, A., 2012. Microbial biomass, microbial diversity, soil carbon storage, and stability after incubation of soil from grass-clover pastures of different age. *Biology and Fertility of Soils* 48, 371-383.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L., 2011. Environmental assessment of Danish Pork. Internal Report, Aarhus University, Faculty of Agricultural Sciences, 34 pp.
- Nielsen, L., Hald, A.B., 2005. Udvikling af engens vegetation ved forskellige driftsstrategier. [www.natlan.dk](http://www.natlan.dk).
- Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K., Baunbæk, L., 2010. Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 1178 pp. – NERI Technical Report No 784. <http://www.dmu.dk/Pub/FR784.pdf>
- Nguyen, T.L., Hermansen, J.E., 2012. Environmental assessment of biomass gasification technology to produce energy: the case of straw. Aarhus Universitet. Internt notat.
- 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 drivhusets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48.
- Olesen, J.E., Schjøning, P., Felding, G., Melander, B., Sandal, E., Jørgensen, M.H., Hansen, E.M., Fomsgaard, I., Heckrath, G., Axelsen, J., Jacobsen, O.H., Petersen, S.O., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M., Nielsen, V., 2002. Miljøeffekter af pløjefri dyrkning. *DJF-rapport Markbrug* nr. 65.
- Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L., 2005. Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer. I: Olesen, J.E. (red). Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder. *DJF rapport Markbrug* nr. 113, s. 52-66.
- Olesen, J.E., Kristensen, T., Petersen, S.O., Dalgaard, T., Eriksen, J., Vinther, F.P., 2012a. Muligheder for reduceret udledning af drivhusgasser fra dansk landbrug. Notat til Klima- og energiministeriet fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- Olesen, J.E., Gyldenkerne, S., Vinther, F.P., 2012b. Klimaeffekter af yderligere N-virkemidler ud over Grøn Vækst. DCA, Aarhus Universitet.
- Patra, A.K., 2012. Enteric methane mitigation technologies for ruminant livestock: a synthesis of current research and future directions. *Environ. Monit. Assess.*, 184, 1929-1952.

- Pedersen, C.Å., 2004. Oversigt over Landsforsøgene 2004. Forsøg og undersøgelser i de landøkonomiske foreninger. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Pedersen, C.Å., 2006. Oversigt over Landsforsøgene 2006. Forsøg og undersøgelser i de landøkonomiske foreninger. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Petersen, S.O., Ambus, P., 2006. Methane oxidation in pig and cattle slurry storages, and effects of surface crust moisture and methane availability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 1-11.
- Petersen, S.O., Olesen, J.E., 2011. Miljø-mål for landbruget kan realiseres. *Kronik, Ingeniøren* 12. august 2011.
- Petersen, S.O., Nyord, T., Eriksen, J., Sørensen, P., Elsgaard, L., 2011. Notat vedr. forsuring af gylle til planteproduktion. Fagligt bidrag til Plantedirektoratet 15. september 2011.
- Petersen, S.O., Andersen, A.J., Eriksen, J., 2012a. Effects of slurry acidification on ammonia and methane emission during storage. *J. Environ. Qual.* 41, 88-94.
- Petersen, S.O., Hoffman, C.C., Schäfer, C.M., Blicher-Mathiesen, G., Elsgaard, L., Kristensen, K., Larsen, S.E., Torp, S.B., Greve, M.H., 2012b. Annual emissions of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, and ecosystem respiration, from eight organic soils in Western Denmark managed by agriculture. *Biogeosciences* 9, 403-422.
- Petersen, S.O., Mutegi, J.K., Hansen, E.M., Munkholm, L.J., 2011. Tillage effects on N<sub>2</sub>O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1509-1517.
- Petersen, S.O., Højberg, O. et al. 2012c. Strategies for slurry acidification: NH<sub>3</sub> and CH<sub>4</sub> emissions during storage, and response of methanogens. Under udarbejdelse.
- Plantedirektoratet, 2011. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2011 til 31. juli 2012. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Plantedirektoratet.
- Rochette, P., 2008. No-till only increases N<sub>2</sub>O emissions in poorly-aerated soils. *Soil Till. Res.* 101, 97-100.
- Saggar, S., Tate, K.R., Giltrap, D.L., Singh, J., 2008. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant and Soil* 309, 25-32.
- Schjønning, P., Heckrath, G., Christensen, B.T., 2009. Threats to soil quality in Denmark. A review of existing knowledge in the context of the EU Soil Thematic Strategy. Aarhus University, DJF Report Plant Science No. 143.
- Six, J., Ogle, S.M., Breidt, F.J., Conant, R.T., Mosier, A.R., Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10, 155-160.
- Skøtt, T., 2012. Majs i biogasanlæg – plusser og minusser. *Forskning i Bioenergi* 40, 10-11.
- 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., Møller, H.B. 2002. A new model for calculating the reduction in greenhouse gas emissions through anaerobic co-digestion of manure and organic waste. DIAS Report, Plant Production no. 81, 54-63.
- Sommer S.G., Petersen S.O., Møller H.B., 2003. Algorithms for calculating greenhouse gas emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 143-154.
- Sutaryo, S., Ward, A.J., Møller, H.B., 2012. Thermophilic anaerobic co-digestion of separated solids from acidified dairy cow manure. *Bioresource Technology* 114, 195-200.
- Subbarao, G.V., Ito, O., Sahrawat, K.L., Berry, W.L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Watanabe, T., Suenaga, K., Rondon, M., Rao, I.M., 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems – challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25, 303-335.

- Søgaard, K., 2009. Nitrogen fertilization of grass/clover under cutting and grazing by dairy cows. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 59, 139-150.
- Søgaard, K., Gierus, M., Hopkins, A., Bommelé, L. 2007a. Effects of grassland renovation on crop and animal performance. In: *Grassland resowing and grass-arable crop rotation* (Ed. J.G.Conijn) Plant Research International, Wageningen, Report 148, 95-105.
- Søgaard, K., Gierus, M., Hopkins, A., Halling, M., 2007b. Temporary grassland – challenges in the future. *Grassland Science in Europe* 12, 27-38.
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T., 2012. Carbon dynamics and stabilization in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 58, 82-87.
- Van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Apajalahti, J.A., Newbold, J.R., Dijkstra, J., Leng, R.A., Perdok, H.B., 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep. *J. Dairy Sci.* 93, 5856-5866.
- Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J.E., Schelde, K., Michel, J., Friedrich, R., Kaltschmitt, M., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 221-232.



DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevareforskningen ved Aarhus Universitet (AU). Centrets hovedopgaver er videnudveksling, rådgivning og interaktion med myndigheder, organisationer og erhvervsvirksomheder.

Centret koordinerer videnudveksling og rådgivning ved de institutter, som har fødevarer og jordbrug, som hovedområde eller et meget betydende delområde:

Institut for Husdyrvidenskab  
Institut for Fødevarer  
Institut for Agroøkologi  
Institut for Ingeniørvidenskab  
Institut for Molekylærbiologi og Genetik

Herudover har DCA mulighed for at inddrage andre enheder ved AU, som har forskning af relevans for fagområdet.

## RESUME

Som grundlag for udarbejdelse af Regeringens Klimaplan er der udarbejdet en oversigt over tiltag, der vil kunne reducere udledningerne af drivhusgasser fra dansk landbrug. Dette omfatter især udledninger af metan og lattergas, men også ændringer af kulstofindholdet i jorden. Endvidere vil nogle af tiltagene bidrage til forsyning af biomasse til energisektoren, og disse effekter er også medtaget i opgørelsen. Opgørelsen af potentialet for reduktioner er opgjort i forhold til en situation, hvor Grøn Vækst forligets tiltag er antaget gennemført. Opgørelsen viser, at der med de indregnede tiltag er et potentiale for reduktion af landbrugets udledninger af metan og lattergas på ca. 1,1 mio. ton CO<sub>2</sub>-ækvivalenter årligt og et potentiale for kulstoflagring i jorden på ca. 0,9 mio. ton CO<sub>2</sub> årligt.