

Energi i økologisk jordbrug

Reduktion af fossilt energiforbrug
og produktion af vedvarende energi



Uffe Jørgensen &
Tommy Dalgaard (red.)



Forskningscenter
for Økologisk Jordbrug



Energi i økologisk jordbrug

Reduktion af fossilt energiforbrug og produktion af vedvarende energi

Uffe Jørgensen &
Tommy Dalgaard (red.)



FØJO-rapport nr. 19/2004
Energi i økologisk jordbrug
Reduktion af fossilt energiforbrug og
produktion af vedvarende energi

Forfattere

Uffe Jørgensen og Tommy Dalgaard (red.)

Udgiver

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Udgivet

Maj 2004

Layout

Forside: Enggaardens Tegnestue

Indhold: Grethe Hansen, Forskningscenter for Økologiske Jordbrug

Tryk: DigiSource A/S, Viborg

Papir: 90 g Cyklus print

Sidetæl: 164

ISSN: 1398-716X

Pris: 100,- kr. inkl. moms og forsendelse

Købes hos

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Foulum

Postboks 50

8830 Tjele

Tlf. 89 99 16 75, fax 89 99 16 73

E-mail: foejo@agrsci.dk

Forord

En bæredygtig energiforsyning, herunder øget anvendelse af vedvarende og fornyelig energi samt reduceret anvendelse af fossil energi, er et helt grundlæggende aspekt i de økologiske målsætninger. I den hidtidige forskning og udvikling af økologisk jordbrug er det dog ofte produktionen af fødevarer fra planter og husdyr, som har haft højest prioritet. I Aktionsplan II for Økologisk Jordbrug er anført en række anbefalinger om udredning og forskning i mulighederne for reduktion af energiforbruget samt for produktion af biogas og energiafgrøder.

For at skabe et overblik over den eksisterende viden på området, og dermed bedre grundlag for ny forskning, iværksatte FØJOs bestyrelse i samråd med brugerudvalget i efteråret 2001 en vidensyntese om "energi i økologisk jordbrug". Det overordnede formål var at "syntetisere den viden, der foreligger omkring energiforbrug, muligheder for besparelser, indkøb af vedvarende energi og produktion af energi i økologisk jordbrug". Delmålene var "at vurdere muligheder for at inkludere krav om reduceret forbrug af fossil energi i økologisk produktion, herunder muligheder for energideklaration af øko-varer" samt "at analysere det mulige bidrag fra energiproduktion på økologiske brug til en bedre selvforsyning med næringsstoffer og/eller recirkulering fra by til land".

En vidensyntese går i korthed ud på at samle, analysere og diskutere den viden, der findes om et uafklaret og ofte omstridt emne, i for-

hold til de væsentligste synspunkter. Synspunkterne er repræsenteret af eksperter med forskellige baggrunde og opfattelser, og et væsentligt formål med en vidensyntese er at skabe en fælles forståelse med henblik på fremtidig forskning og udvikling af økologisk jordbrug.

I vidensyntesen om "Energi i økologisk jordbrug" har ekspertgruppen repræsenteret en meget bred viden inden for jordbrug, energi, miljøforhold og samfundsøkonomi. Den brede sammensætning af ekspertgruppen har bl.a. gjort det muligt at vurdere en række meget forskelligartede perspektiver. Det gælder eksempelvis i forhold til muligheder for at indarbejde nye, komplementerende produktionsmetoder i økologisk jordbrug, men også i forhold til overordnede miljømæssige og samfundsøkonomiske aspekter.

Ekspertgruppen har holdt tre større møder i forbindelse med vidensyntesen, herudover har der været en lang række mindre møder i de forskellige undergrupper samt møder mellem undergrupperne og redaktionen. Undervejs i forløbet er resultater fra vidensyntesen blevet præsenteret og diskuteret. Det er bl.a. sket ved den danske Økologi-kongres i Odense og internationalt ved en OECD-workshop i Washington.

De deltagende eksperter og de to redaktører takkes for det store og meget engagerede arbejde, som er lagt i vidensyntesen og i udarbejdelse af denne rapport.

*Erik Steen Kristensen,
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug
April 2004*

Indhold

Forord	3
Indholdsfortegnelse	5
Sammendrag	7
1 Baggrund, formål og metode	11
1.1 Energiaspekter i de økologiske målsætninger	11
1.2 Økologiske principper og energiproduktion.....	11
1.3 Den globale energiforsyningsituation og landbrugets drivhusgasbalance	13
1.4 Nuværende politiske og økonomiske forhold for økologisk jordbrug og vedvarende energi i Danmark	16
1.5 Muligheder for reduktion af fossilt energiforbrug i økologisk jordbrug.....	19
1.6 Videnssyntesens formål	20
1.7 Arbejdsmetode samt afgrænsning af emne	20
1.8 Litteratur	22
2 Status for energiinput og –output i økologisk jordbrug samt muligheder for energibesparelser	25
2.1 Sammendrag	25
2.2 Energianalyser i økologiske produktionssystemer	26
2.3 Resultater af hidtidige opgørelser.....	29
2.4 Mulige energibesparelser ved teknologiskift eller ændret drift.....	40
2.5 Videnbehov og kritiske forudsætninger ved beregningerne.....	42
2.6 Litteratur	44
3 Biogasanlæg – fermentering af husdyrgødning og energiafgrøder	47
3.1 Sammendrag	47
3.2 Indledning	47
3.3 Biogasproduktion	50
3.4 Sidegevinst ved fermentering af græs/kløvergræs eller gylle.....	57
3.5 Videnbehov.....	63
3.6 Litteratur	63
4 Udnyttelse af fast og flydende husdyrgødning: effekt af kompostering og afgasning	67
4.1 Sammendrag	67
4.2 Indledning	67
4.3 Lagringsforholdenes betydning for næringsstoffab.....	68
4.4 Indflydelse af gødningsbehandling og –lagring på tilgængeligheden af næringsstoffer	72
4.5 Gødningstilførselens indflydelse på jorden	74
4.6 Videnbehov.....	76
4.7 Litteratur	77

5	Dyrkning af energiafgrøder samt udnyttelse af sol og vind	81
5.1	Sammendrag	81
5.2	Indledning	81
5.3	Udvalgte afgrødeeksempler til produktion af biogas, traktorolie og fast brændsel	84
5.4	Høst og lagring af energiafgrøder	89
5.5	Energiomsætning af energiafgrøder	90
5.6	Muligheder for positive sideeffekter ved dyrkning af energiafgrøder	92
5.7	Muligheder for at udnytte sol- og vindenergi i økologisk jordbrug	95
5.8	Videnbehov vedrørende produktion af energiafgrøder og udnyttelse af sol og vind	97
5.9	Litteratur	97
6	Miljøeffekter og energibalancer ved energiproduktion på økologiske planteavlsbedrifter	103
6.1	Sammendrag	103
6.2	Indledning	104
6.3	Sædskiftemæssige aspekter	104
6.4	Anvendelse af kløvergræs til biogas i økologiske planteavlssædskifter	106
6.5	Kombineret afgrøde- og energiproduktion på økologiske bedrifter	111
6.6	Diskussion	118
6.7	Videnbehov vedrørende miljø- og energibalancer ved energiproduktion på økologiske planteavlsbedrifter	121
6.8	Litteratur	121
7	Muligheder og barrierer for energiproduktion og energibesparelser i økologisk jordbrug	125
7.1	Sammendrag	125
7.2	Økologisk landbrug og energi	125
7.3	Scenarier for energiproduktion	128
7.4	Muligheder for energibesparelser	142
7.5	Valg af indikatorer til opgørelse af energiforbrug og deklarering af produceret energi	143
7.6	Opsummering af videnbehov	149
7.7	Litteratur	150
8	Sammenfatning og behov for videnopbygning	153
8.1	Sammendrag	153
8.2	Videnbehov	161

Sammendrag

Målsætningen om at reducere forbruget af fossil energi er klart formuleret i de økologiske principper. Desuden er der både forsyningsmæssige og geopolitiske grunde til, at det kan være klogt at fremtidssikre økologisk jordbrug ved at øge selvforsyningsgraden. Men hidtil er der ikke sket en målrettet indsats inden for økologisk jordbrug på dette felt. Analyser i denne vidensyntese viser dog, at potentialet for produktion af vedvarende energi i økologisk jordbrug er stort, således at det teoretisk set er forholdsvis let at blive selvforsynende med det direkte energiforbrug.

I rapporten er der hovedsageligt fokuseret på energiteknologier, som inden for en kort tids horisont kan implementeres, og på teknologier, som kan udnyttes decentralt på den enkelte gård eller i lokale fællesanlæg i tråd med nærhedsprincippet. Endvidere er der fokuseret på teknologier, som kan bidrage til at opfylde andre højt prioriterede målsætninger i økologisk jordbrug: Selvforsyning med foder og næringsstoffer samt øget recirkulering.

Nuværende energiforbrug i økologisk jordbrug og muligheder for besparelser

Tidligere analyser har indikeret, at en omlægning af dansk landbrug til økologi vil mindske energiforbruget. Hvor stor mindskning afhænger af, hvorvidt omfanget af svineproduktionen søges opretholdt. I mere detaljerede analyser er det påvist, at specielt kløvergræs, og i særdeleshed kløvergræs som afgræsses, er energimæssigt favorabelt at dyrke økologisk. Derimod er der ikke den store forskel på energiforbruget per foderenhed af andre

opgjorte afgrøder. Det ekstra energiforbrug til mekanisk ukrudtsbekæmpelse i økologisk planteproduktion er i forhold til de andre poster i energibalancen ikke af væsentlig betydning.

Modelberegninger af energistrømme på husdyrbrug har hidtil vist et mindre energiforbrug per kg kød og mælk i økologisk end i konventionel produktion, men forskellen er lille. Der er dog formentligt et mindre energiforbrug til konstruktion af mange af de nyere opstaldningsformer inden for især økologisk svineproduktion, men der mangler data og analyser af dette.

En række tiltag kan reducere energiforbruget i økologiske produktionssystemer, fx ændret afgrødevalg, minimering af transportafstande, ingen brug af græspiller i foderplanen og staldsystemer bygget af materialer med et lavt energiforbrug.

Produktion af biogas

Der har tidligere været modstand i økologiske kredse mod anvendelse af biogas, idet man frygtede, at det ville kompromittere jordens kulstofbalance og biologiske aktivitet. En analyse af den eksisterende viden på dette felt antyder en lidt lavere biologisk aktivitet i jorden efter tilførsel af afgasset gylle end efter tilførsel af komposteret gødning, hvilket dog kan skyldes forskelligt indhold af halm i de to typer. Effekter på jordens kulstofindhold diskuteres. Kvælstoftilførslen til jorden er størst efter afgasning, idet der sker et betydeligt gasformigt N-tab ved kompostering.

Vi vurderer, at den mulige effekt på jordens biologiske aktivitet ikke bør stå i vejen for at udnytte de mange positive muligheder i udnyttelsen af biogas i økologisk jordbrug: Energiproduktion, mindsket metanemission, reduktion af mængden af ukrudtsfrø, udnyttelse af kløvergræs fra grønbrakmarker og græs fra uudnyttede enge. Biogasenergi kan udnyttes uden at kompromittere økologisk jordbrugs næringsstofbalance. Faktisk kan biogasanlæg fungere som vigtige næringsstofbanker, og de kan også tjene som planteavlbrugenes "drøvtyggere" ved at frigøre næringsstoffer tilført med kløvergræs og enggræs.

Biogas kan nemt anvendes til at producere el og varme, og den kan også udnyttes til traktordrift, men det kræver en opgradering og komprimering, som er forholdsvis dyr.

Produktion af energiafgrøder samt udnyttelse af sol- og vindenergi

Der gennemgås tre eksempelafgrøder (kløvergræs, raps og elletræer) udvalgt til henholdsvis omsætning i biogasanlæg, oliepresning og termisk omsætning. Kløvergræs er i forvejen en central afgrøde i økologisk jordbrug, og på rene planteavlbrug kan en udnyttelse i biogasanlæg sammenlignet med grønbrak give mulighed for en bedre fordeling af kvælstof i sædskiftet samtidig med, at der opnås et energiudbytte. Raps kan være vanskelig at dyrke økologisk, men lokalt på gården kan den til gengæld forholdsvis nemt presses til olie til traktordrift samt rapskage til fodring. Dodder, et muligt robust alternativ til raps, gennemgås kort. Elletræer er kvælstoffikserende og er derfor for økologisk jordbrug en særligt interessant mulighed for produktion af træflis til stokerfyr eller eventuelt til kombineret strøm- og varmeproduktion i en Stirlingmotor.

En energiproduktion i økologisk landbrug bør tænkes ind i sammenhænge, således at der

også kan opnås andre miljømæssige eller økonomiske fordele. Det kan fx være sædskiftefordele, øget diversitet i landbrugslandskabet, beskyttelse af grundvandskvalitet, forbedret selvforsyning med næringsstoffer eller samproduktion med husdyr.

Økologiske brug kan vælge at købe "grøn strøm" produceret på vedvarende energianlæg fra det almindelige elnet. Det er dog også muligt at opstille egne husstandsmøller, eller at udnytte solceller på fx lugevogne eller lugeroboter.

Analyse af energi-, næringsstof- og drivhusgasbalancer

Med FASSET-modellen er der gennemført beregninger i et rent planteavlssædskifte, hvor der indgår kløvergræs på 20% af arealet. Halvdelen heraf er i basisscenariet udlagt som grønbrak, og den øvrige kløvergræs anvendes til slæt, som sælges til et nærtliggende økologisk kvægbrug mod tilbageførsel af økologisk kvæggylle. Ved at anvende grønbrakken til biogas øges tørstofudbyttet i sædskiftet med ca. 0,2 t ha⁻¹ pga. en bedre fordeling af kvælstof i sædskiftet. Hvis der produceres biogas på det kløvergræs, der i basisscenariet sælges til kvægbruget, øges tørstofudbyttet med ca. 0,3 t ha⁻¹. Beregninger viser, at udbyttet fra basisscenariet vil kunne opretholdes uændret ved reduktion af gødningsimporten med 25% i scenariet med biogas fra grønbrakmarken og med 85% reduktion af importen i scenariet med biogasproduktion af al kløvergræs.

Endvidere er der, med udgangspunkt i et blandet økologisk brug, gennemført en livscyklusvurdering (LCA uden malkekvæg. Her indgår tre økologiske bedrifter, der alle er på 39 ha. Én bedrift, hvor der dyrkes raps (10% af arealet), som anvendes til brændstof til traktorer, én bedrift, som producerer kløver-

græs (20% af arealet, halvdelen til biogas) og én bedrift, hvor der ikke produceres energi fra afgrøder. Både dyrkning af raps til brændstofanvendelse og dyrkning af kløvergræs til biogas reducerer det direkte forbrug af fossil energi. Basisbedriften har et fossilt energiforbrug på 220 GJ år⁻¹. Dette reduceres til 145 GJ år⁻¹ på rapsbedriften, mens kløverbedriften er den mest energiøkonomiske med en netto energiproduktion på 127 GJ år⁻¹. LCA-beregningerne viser ingen forskel i lattergasemissioner mellem bedrifterne, og lattergasemissionerne udgør langt den største post i drivhusgasregnskabet. Selv med en netto energiproduktion på kløverbedriften reduceres netto drivhusgasemissionen derfor kun med ca. 20% i forhold til basisbedriften.

Scenarier for mindsket forbrug af fossil energi i økologisk jordbrug

Baseret på den nuværende produktion af husdyrgødning i økologisk jordbrug, den nuværende arealfordeling på bedriftstyper samt de beregnede energiudbytter ved dyrkning af kløvergræs, raps og elletræ er opstillet scenarier for potentiel energiproduktion i økologisk jordbrug. Totalt potentiale for biogasenergi baseret på økologisk husdyrgødning er således 107 mio. kWh el samt 98 mio. kWh varme. Ved at udnytte kløvergræs fra 10% af arealet på økologiske planteavlsbrug til biogasproduktion øges energipotentialet med næsten 70%.

Ved produktion af raps på 10% af det økologiske areal på ikke-malkebrug kan der ved et rapsudbytte på ca. 18 hkg frø per ha og decentral presning på den enkelte gård opnås et olieudbytte på ca. 6 mio. l med et energiindhold på ca. 190.000 GJ. Dertil kommer en produktion af rapskage til fodring på ca. 12.700 ton. Endelig vil det ved at plante elletræer på godt 17.000 ha, som p.t. er udlagt til brak i økologisk jordbrug være muligt at pro-

ducere træ med et energiindhold (nedre brændværdi) på godt 3.000.000 GJ. Ved omsætning i Stirlingmotorer med en virkningsgrad på 20% vil der således kunne produceres ca. 167 mio. kWh samt en noget større varmemængde. Endelig vil der, ved at etablere husstandsmøller med en årlig produktion på 35.000 kWh ved 25% af de økologiske ejendomme, kunne produceres i alt godt 29 mio. kWh. Det samlede potentiale for udnyttelse af solceller i økologisk jordbrug vurderes endnu at være begrænset, men der er gode muligheder for intelligent udnyttelse til specifikke formål.

Disse potentielle energiudbytter skal sammenlignes med det nuværende forbrug af diesel og el i økologisk jordbrug, som er vurderet til henholdsvis 17 mio. l og ca. 30 mio. kWh, mens det ikke er muligt at vurdere forbruget af varme. Samlet direkte og indirekte energiforbrug i økologisk jordbrug vurderes at være ca. 2.500.000 GJ. En analyse af besparelsesmuligheder viser, at der ved målrettede besparelser kan spares op til 20% af det nuværende energiforbrug i økologisk jordbrug.

Det er muligt at producere biogas, rapsolie samt strøm og varme fra træ decentralt på den enkelte gård. Det gælder dog mere eller mindre udpræget for alle teknologier, at der vil være fordele ved at samle energiomsætningen i lidt større fællesanlæg, der stadig kun dækker et mindre lokalområde. På et fællesanlæg kan energiproduktionen evt. kombineres med andre produktioner, fx tørring af korn eller grøntpiller, således at "spildvarme" fra biogasproduktion eller fra en træfyret Stirlingmotor kan udnyttes optimalt.

Det vil givetvis være muligt at etablere energiproduktioner i økologisk jordbrug, som kan hvile i sig selv økonomisk. Men der kan også nemt opstå en merpris i forhold til den stadig billige fossile energi, bl.a. som følge af den

nuværende struktur på skatte- og afgiftsområdet vedrørende energi til erhvervmæssig udnyttelse. Men da energiomkostningerne i økologisk jordbrug kun udgør ca. 5% af de samlede driftsomkostninger, vil en eventuel merpris på energi ikke medføre en større ændring af produktprisen. En eventuel merpris skal vejes op imod den forbedrede produktværdi, som en økologisk vare produceret uden brug af fossil energi må formodes at have.

Ved markedsføring af økologiske produkter med et reduceret forbrug af fossil energi må man forholde sig til, hvorledes dette dokumenteres. Det er en mulighed at indføre generelle krav i det økologiske regelsæt om en vis andel af vedvarende energi i økologisk jordbrug. En anden mulighed kan være en generel målsætning om at minimere forbruget af fossil energi kombineret med energideklaration på de enkelte varegrupper. Energideklarationer kan dog være vanskelige at gennemføre, bl.a. som følge af den betydelige variation der er imellem bedrifteres energiøkonomi.

Videnbehov

Nogle af de centrale behov for ny viden, som arbejdet har bragt frem, angives til sidst i rapporten. Det skal dog bemærkes, at ved et

eventuelt paradigmeskift inden for energiproduktion eller -anvendelse vil der opstå helt nye videnbehov. Det gælder fx ved overgang til et brintbaseret energisystem.

Biogasproduktion kan blive helt central i økologisk jordbrug, som næringsstofbank og som "drøvtygger" for fx græs fra enge, der tages ud af omdrift. Teknologien er velkendt om end løbende under udvikling. Det er dog væsentligt for udnyttelsen i økologisk jordbrug at vurdere effekten på jordens biologiske aktivitet, at finde gode løsninger på fællesanlæg og at udvikle og undersøge de særlige næringsstof- og sædskiftemæssige aspekter, som er vigtige for økologisk jordbrug.

Der er et stort behov for forskning i teknologivalg, i betydningen af økologiske principper og i muligheder for nye samarbejdsformer og regeldannelser.

Endelig viser videnssynthesen, at økologisk jordbrug via indførelse af nye energiteknologier har mulighed for at bidrage til at løse flere samfundsmæssige problemer. Det kræver dog yderligere analyse, diskussion og forskning at dokumentere og implementere løsningsmodellerne.

1 Baggrund, formål og metode

Uffe Jørgensen, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning
Frede Hvelplund, Institut for Samfundsudvikling og Planlægning, Ålborg Universitet
Morten Gylling, Fødevareøkonomisk Institut, den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

1.1 Energiaspekter i de økologiske målsætninger

Energiforsyning er en væsentlig forudsætning for at kunne drive jordbrug. En bæredygtig energiforsyning er et grundlæggende aspekt i de økologiske målsætninger, der bl.a. udtrykker, at "*med økologisk jordbrug forstås et selv bærende og vedvarende agroøkosystem i god balance. Systemet baseres mest muligt på lokale og fornyelige ressourcer*" (Strukturdirektoratet, 1999). Også Økologisk Landsforenings avlsgrundlag nævner, at økologisk jordbrug skal "*arbejde så meget som muligt i lukkede stofkredsløb og benytte stedlige ressourcer, undgå alle former for forurening, som måtte hidrøre fra jordbrugsmæssig praksis og reducere jordbrugets forbrug af ikke-fornybare ressourcer, herunder fossile brændstoffer til et minimum*" (Økologisk Landsforening, 2002). De danske målsætninger er således mere eksplicit formuleret med hensyn til minimering af fossilt energiforbrug end de internationale målsætninger formuleret af IFOAM: "*to use, as far as possible, renewable resources in production and processing systems and avoid pollution and waste*" (International Federation of Organic Agriculture Movements, 2002).

I udviklingen af økologisk jordbrug har det indtil videre været forhold som næringsstoffer, ukrudt, skadedyr og husdyrvelfærd, der har haft højest prioritet, mens der ikke er sket megen udvikling med henblik på at minimere forbruget af fossile brændsler. I Aktionsplan II for Økologisk Jordbrug blev der derfor anført en række anbefalinger om udredning og forskning i mulighederne for reduktion af energiforbruget per produceret enhed samt

for produktion af biogas og energiafgrøder (Strukturdirektoratet, 1999):

- Det anbefales, at forskningen i større omfang medvirker til at muliggøre det økologiske jordbrugs ønske om at reducere energiforbruget per produceret enhed.
- Det anbefales at iværksætte et forsknings-, demonstrations- og udredningsarbejde med henblik på at undersøge mulighederne for produktion af biogas i forbindelse med økologisk jordbrug.
- Det anbefales at udføre en analyse af, hvilken rolle energiafgrøder kan spille i forhold til et eventuelt mål om at reducere det økologiske landbrugs afhængighed af fossil energi. I forlængelse af analysen bør der iværksættes forsknings- og demonstrationsaktiviteter med fokus på, hvorledes energiafgrøder kan indpasses i økologiske sædskifter på en forsvarlig måde.

1.2 Økologiske principper og energiproduktion

Ved energiproduktion i økologisk jordbrug kan man komme i konflikt med andre grundlæggende principper i værdigrundlaget for økologisk jordbrug, men man skal være opmærksom på, at disse principper er i løbende udvikling i takt med, at ny viden opnås. Fx har der tidligere været lagt stor vægt på, at gødning og foder skulle opbevares aerobt, hvilket i høj grad var inspireret af den biodynamiske tankegang (FØJO, 2000a). Der er dog i løbet af de seneste årtier sket en ændring i den op-

fattelse, og anaerobe systemer til opbevaring af gødning og foder (gylle og ensilage) er blevet almindelige i økologisk jordbrug. Tilsvarende har der tidligere været stor modstand mod at anvende (anaerob) bioforgasning i økologisk jordbrug bl.a. på grund af en bekymring for, at det ville forringe jordens kvalitet sammenlignet med anvendelse af traditionelt håndteret gødning (Østergaard, 1995; Christensen et al., 1996).

Et andet centralt princip i økologisk jordbrug er nærhedsprincippet, som skal sikre gennemskuelighed og lokal accept af produktionen (FØJO, 2000a). Mindsket transport af varer ved øget fokus på nærmarkeder vil således være i tråd med nærhedsprincippet samtidig med at energiforbruget mindskes.

Med hensyn til vedvarende energiproduktion vil det være mest relevant, at økologisk jordbrug i tråd med nærhedsprincippet udnytter de vedvarende energikilder decentralt. Dermed udelukkes i første omgang teknologier, som kræver større centrale anlæg. Det er fx anlæg til produktion af biodiesel (RME) og til ethanolproduktion på basis af lignocellulosemateriale. Der arbejdes dog fortsat på nye teknologier til ethanolproduktion, bl.a. i kombination med biogasproduktion, som muligvis kan blive interessante også for økologisk jordbrug (Thomsen et al., 2003).

Også elproduktion fra biomasse sker i Danmark i høj grad på store centrale kraftværker; men der er teknologier under udvikling, som kan udnyttes til decentral kraftvarmeproduktion, fx Stirling-motoren (Videncenter for Halm- og Flisfyring, 1999; Carlsen & Bovin, 2001). Mellemstore anlæg, hvor flere økologer slutter sig sammen om en fælles produktion for at høste nogle stordriftsfordele eller for at opnå et fællesskab om produktionen, er dog

også en mulighed. Det er fx målet med projekt "Øko-gas Give" at etablere et biogasfællesanlæg (Jensen, 2002), ligesom der kan være fordele ved at etablere fællesanlæg til presning af oliefrø for at skaffe olie til traktordrift (Ferchau, 2000).

Endelig kan produktion af vedvarende energi i økologisk jordbrug være med til at skabe grundlag for en forbedret recirkulering – endnu et centralt princip i økologisk jordbrug (Rasmussen, 1999; FØJO, 2000a, b). Forbedret recirkulering er væsentlig med henblik på at mindske behovet for import af næringsstoffer til økologisk jordbrug fra konventionelt jordbrug. Recirkulering kan ske ved at tilsætte husholdnings- og/eller industriaffald til biogasanlæg, og efter at energien er trukket ud af affaldet, kan næringsstoffer og tungt omsætteligt kulstof returneres til jorden. Det kan også ske ved at acceptere gødskning af energiafgrøder med kildesorteret urin og fæces eller evt. med slam, hvilket dog i dag er forbudt i økologisk jordbrug.

Stigningen i forbrugerefterspørgslen efter økologiske produkter er aftaget i de seneste år. Det kan hænge sammen med, at det forbrugersegment, som ønsker at støtte pesticidfrit jordbrug og øget fokus på dyrevelfærd, har lagt sit forbrug på et fast niveau. Hvis økologisk jordbrug vælger at opfylde sine målsætninger om at reducere forbruget af fossile brændsler til et minimum, kan det være med til at skabe fornyet interesse for økologiske produkter. I landbruget er der dog mange andre kilder til drivhusgasser end CO₂-emission fra afbrænding af fossile brændsler, og det er derfor vigtigt, at en strategi for reduktion af fossilt energiforbrug bygger på en analyse af effekten på den samlede drivhusgasbalance fra den økologiske produktion

1.3 Den globale energiforsynings-situation og landbrugets drivhusgasbalance

Hvilken udvikling, der fremmes i økologisk jordbrug, og hvilke principper, der lægges mest vægt på at operationalisere, vil være påvirket af samfundets øvrige prioriteringer og af væsentlige globale problemstillinger. I forhold til energiaspektet i økologisk jordbrug er det væsentligt at give en kort oversigt over den globale energiforsynings-situation og status for drivhusgasområdet.

Den billige olies æra

Energipolitikken indrettes efter samfundets målsætninger med hensyn til langsigtet forsynings-sikkerhed og ressourceknaphed, global opvarmning, sikkerhedspolitik, demokrati, innovation, omkostningseffektivitet og energipriser. Disse forhold er igennem det 20. århundrede ganske overordnet blevet styret af, at der har været rigelig og billig forsyning med olie, der kunne igangsætte og fastholde en voldsom ændring og materiel vækst i hele vores samfund. I denne proces gik landbruget fra selvforsyning med energi til betydelig import af energi.

Vi befinder os i "den billige olies æra", der er en meget kort og anormal periode i klodens historie (Teknologirådet, 2004). Vi befinder os sandsynligvis ikke i en umiddelbar ressourceknaphedssituation på olieområdet. Olien er stadig billig, og markedet motiverer således ikke til at udvikle og markedsføre mere vedvarende energikilder. Men det er vigtigt at være opmærksom på, at olien befinder sig i politisk ustabile områder, og at områder med stort olieforbrug, som bl.a. USA og Europa, har meget små olieressourcer, der er ved at være udtømte. Det er således nærliggende at forestille sig, at der er en sammenhæng mellem verdens store afhængighed af olie og den massive fokus på konflikter netop i de områder, som har store oliereserver.

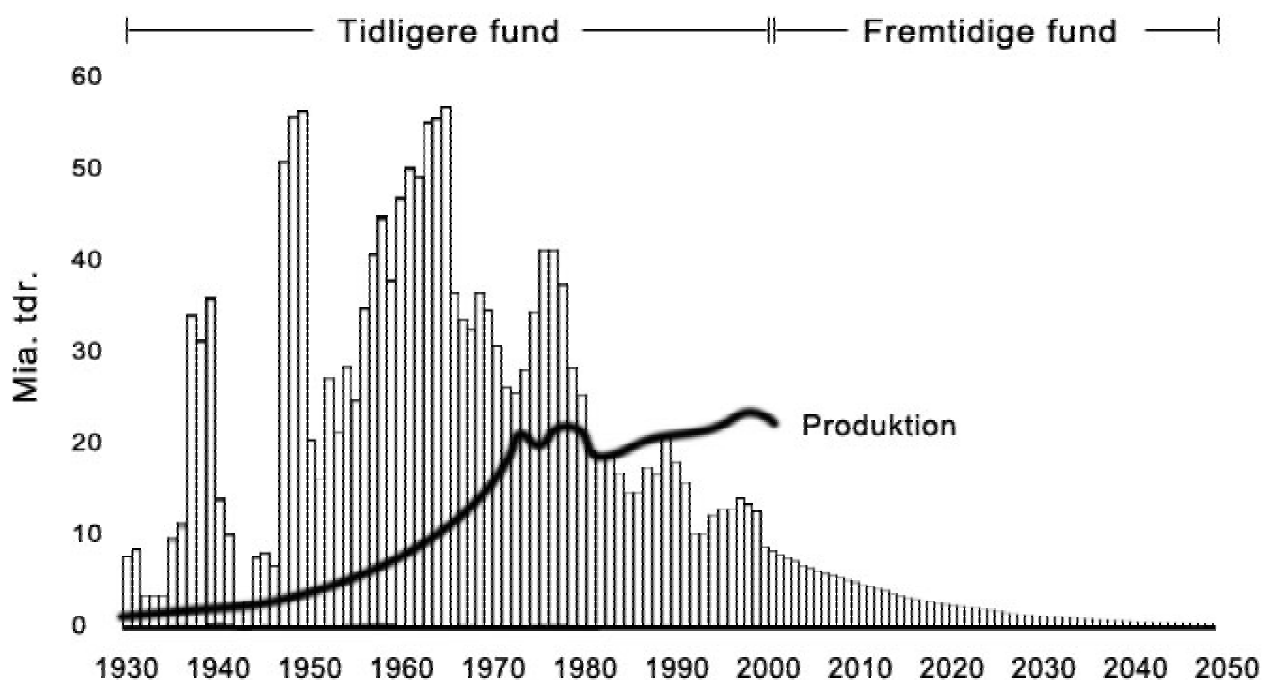
Oliereserverne i EU og USA udgør under 10% af verdens samlede oliereserver (tabel 1.1). De store og lettilgængelige reserver findes i Mellemøsten og Nordafrika, mens relativt store, men sværere tilgængelige reserver findes i Rusland, Kazakstan og Usbekistan. USA er blevet stadig mere afhængig af import af olie, og havde i år 2000 en nettoimport på ca. 50% af forbruget mod 35-40% i perioden 1965-1985. I USA er olieproduktionen, som et resultat af udtømming af olie-kilderne (Schindler & Werner, 2001), faldet med en tredjedel siden 1970,

Tabel 1.1 Oliereserver i mia. tønder i år 2000 (International Energy Agency, 2002)

	EU	Tidligere Sovjetunion	Mellem- østen	USA	I alt verden	Årsforbrug i verden år 2000
Kendte reserver	29	157	512	32	959	27
Forventede nye fund	30	140	269	83	933	

Det fremgår af tabel 1.1, at med det nuværende forbrug kan der forventes at være reserver til en del år endnu. Der er selvfølgelig stor usikkerhed forbundet med vurderingen af fremtidige fund; men problemet er, at siden 1980'erne har det årlige fund af nye reserver været mindre end den årlige produktion (figur

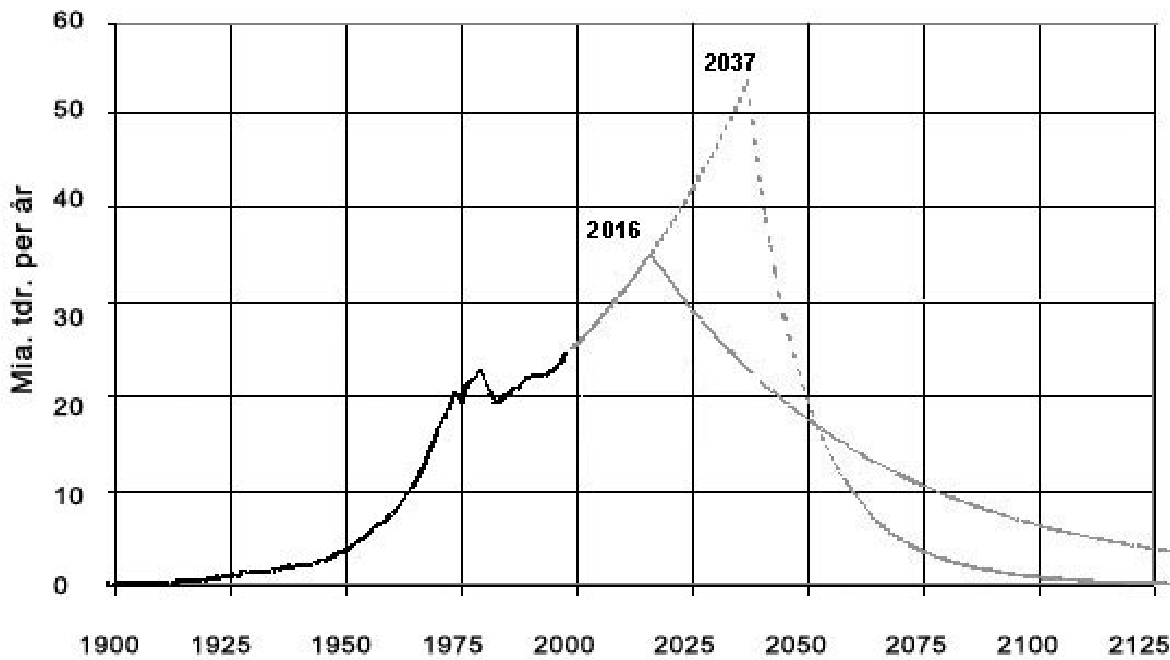
1.1), hvilket nødvendigvis må betyde, at produktionen topper på et tidspunkt. Dette tidspunkt vil indfinde sig langt før de sidste olieressourcer er udnyttede og vil betyde stærkt stigende oliepriser, hvis ikke der inden da er fundet fornuftige alternativer til olie.



Figur 1.1 Historisk forløb af oliefund og -forbrug samt ekstrapolerede fremtidige fund (Teknologirådet, 2004)

Figur 1.2 viser to beregninger fra US Department of Energy, som med forskellige forudsætninger forudsiger produktionstoppen i henholdsvis 2016 og i 2037. Begge scenarier baserer sig dog på en optimistisk vurdering af de totale reserver, som er noget større end estimeret i tabel 1.1, og andre scenarier forudsiger toppen allerede i 2010 (Teknologirådet, 2004).

Skiftet fra vækst til nedgang i olieudnyttelsen kan forventes at blive fulgt af en vifte af miljømæssige, økonomiske, politiske og teknologiske problemer, som skal løses inden for en kort tidsramme. Jo senere produktionstoppen nås, desto kortere vil tidsrammen være (figur 1.2).



Figur 1.2 To scenarier for årlig produktion af olie (Wood & Long, 2000)

EU-kommissionen regner i publikationen "Towards a European energy strategy for the security of energy supply" (EU-kommissionen, 2000) med, at EUs import af olie vil stige fra 50% af forbruget i 2000 til 70% af forbruget i 2020-2030. Dette sker i takt med, at de europæiske kilder i UK, Norge og Danmark er brugt op i løbet af de næste 10-30 år. Der er andre fossile energikilder, primært kul, med en betydeligt længere ressourceprofil i forhold til det nuværende forbrug end olien. Men det ændrer ikke på, at med den nuværende voldsomme vækst fortsat baseret på olieteknologi, vil produktionstoppen for olien medføre behov for meget omfattende ændringer i vores energiforsyningsstruktur og sandsynligvis kraftige prisstigninger på energi (Teknologirådet, 2004).

Der er derfor meget konkrete ressource- og forsyningsikkerhedsmæssige grunde til, at EU har en relativ aktiv energipolitik med for-

holdsvis ambitiøse målsætninger omkring energibesparelser og vedvarende energi. Det er f.eks. målsætningen, at EU skal forøge andelen af vedvarende energi i energiforsyningen fra 6% til 12% fra 2000 til 2010 (EU-kommissionen, 1997).

I Danmark forventes olieproduktionen ifølge Energistyrelsen (2003) allerede at gå ned fra 2006, og dansk olie vil være næsten opbrugt, når de, der bliver født i 2004, er i tyveårsalderen. I perioden 2010-2020 kan USA og EU derfor blive stadigt mere afhængige af olieimport og især af olie fra Mellemøsten.

Der synes således at være både stærke geopolitiske og, inden for en overskuelig tidshorison, også økonomiske grunde til, at økologisk jordbrug fremtidssikrer sin energiforsyning ved at opfylde sine målsætninger om at minimere forbruget af fossil energi.

Landbrugets drivhusgasbalance, Kyotoprotokollen og Klima 2012

Dansk landbrug står for ca. 17% af landets samlede emission af drivhusgasser (Danish Environmental Protection Agency, 2003) og er dermed en afgørende faktor i vurderingen af Danmarks samlede drivhusgasbalance og mulighederne for at opfylde Kyotoprotokollen. Landbrugets energiforbrug forårsager dog kun ca. 12% af landbrugets samlede drivhusgasemission, mens den største del kan tilskrives lattergas og metan dannet under omsætning af C og N i jord, husdyr og gødning (Fenhann, 1999). På den anden side bidrager landbruget til fortrængning af fossil energi og dermed en reduktion af drivhusgasemissionen ved at levere biomasse til energi, primært i form af halm. Ifølge (Dalgaard et al., 2000) leverede landbruget i 1996 biomasse til energi med et energiindhold på 14 PJ sammenlignet med et energiforbrug (direkte + indirekte) i landbruget på 77 PJ.

En omlægning til økologisk jordbrug vil påvirke mange poster på drivhusgasbalancen, nogle i positiv og andre i negativ retning (Olesen et al., 2001). Ved analyse af tre forskellige scenarier for 100% omlægning til økologisk jordbrug vurderede Dalgaard et al. (2000) dog, at den samlede drivhusgasemission ville falde ved omlægningen i alle tilfælde med 13-38%. Dette var tilfældet, selvom der ikke blev forventet en energiproduktion fra biomasse i de økologiske scenarier.

Ved en vurdering af effekter på drivhusgasbalancen af enkelte energitiltag er det meget vigtigt at analysere effekter på alle landbrugets emissionsposter, da der kan være store afledte effekter. Fx vil en energibesparelse på reduceret jordbearbejdning sandsynligvis også forårsage en øget kulstoflagring i jorden (Olesen et al., 2001), mens en fortrængning af fossil energi ved afbrænding af halm vil medføre en mindsket kulstoflagring i jorden (Christensen,

2002). Udnyttelse af biogas forårsager en fortrængning af fossil energi, men dertil kommer, at det vil reducere metanemissionen ved gødningsbehandling betydeligt (Sommer et al., 2001).

Den danske regering fremlagde i år 2000 en strategi for Danmarks opfyldelse af Kyotoprotokollen, Klima 2012 (Miljø- og Energinisteriet, 2000). Her skitseres en række muligheder for at reducere landbrugets drivhusgasemission, herunder energibesparelser og udnyttelse af biogas og anden biomasse til energi, og landbruget vurderes at *"bidrage ganske betydeligt til den reduktion af klimagasser, der skal gennemføres frem til 2012"*. Denne vurdering deles af den nye regering, der i den nationale strategi for bæredygtig udvikling siger, at *"også landbruget vil bidrage ganske betydeligt til at begrænse udledningen af klimagasser"* (Regeringen, 2002).

1.4 Nuværende politiske og økonomiske forhold for økologisk jordbrug og vedvarende energi i Danmark

Økologisk jordbrug

Væksten i afsætningen af økologiske produkter er fladet ud i de seneste år, og i visse sektorer er der sket en vis omlægning af økologiske brug til konventionel produktion (tabel 1.2). Det er i denne forbindelse en klar politisk holdning, at økologien fremover skal kunne klare sig på markedsvilkår inden for de eksisterende tilskudsrammer (Regeringen, 2002). Der er dog i efteråret 2002 gennemført en øget fleksibilitet i tilskudsordningerne, ligesom administrationen af ordningerne er forenklet.

Samtidig er reglerne for omlægningstilskud ændret, således at der fremover kun gives tilskud til omlægning inden for produktioner, hvor der er mangel på økologiske varer (større

efterspørgsel end udbud), hvilket eksempelvis betyder, at der for nuværende ikke gives tilskud til omlægning af mælkeproduktion til økologisk produktion.

Energiforbruget i økologisk jordbrug er ikke underlagt det statslige økologiske regelsæt, og der er således ikke et krav om anvendelse af vedvarende energikilder i det økologiske landbrug. Hvis et sådant krav kan opfyldes rent teknisk er spørgsmålet, i hvor høj grad det vil fordyre den økologiske produktion. Omkost-

ningerne til energi (el, diesel, varme) udgør i dag for de økologiske heltidsbrug 4-5 pct. af de samlede driftsomkostninger (Regnskabsstatistik for økologisk jordbrug, FØI), og en stigning i omkostningerne til energi på fx 25 pct. vil således hæve produktionsomkostningerne med omkring 1 pct. Det skal dog bemærkes, at maskinstations forbrug af energi ikke er medregnet i ovennævnte 4-5%, og derfor udgør det samlede energiforbrug på økologiske brug reelt en lidt større andel af de samlede driftsomkostninger.

Tabel 1.2 Oversigt over økologiske bedrifter, antal og areal. Alene bedrifter med 100% økologisk dyrkning er medtaget. Fra Berntsen et al. (2004)

År	Malkekvægsbedrifter			Andre bedrifter ¹⁾		
	Antal	Ha	Ha/bedrift	Antal	Areal	Ha/bedrift
1999	810	81.018	100	1.373	51.185	37
2002	698	80.412	115	2.623	79.040	30

1) Alle ikke malkekvæg.

Den økologiske produktion er sammensat med ca. halvdelen af bedrifterne som kvægproducenter og knap halvdelen som rene planteavlere eller planteavlere med få husdyr (tabel 1.2). Specialiserede produktioner af grønsager, fjerkræ og svin udgør kun en lille andel. De rene planteavlsbrug er primært kommet til siden 1996, hvor der var et ønske om at øge den økologiske planteavlsproduktion, og derfor blev der givet større omlæg-

ningstilskud til planteavlsbedrifter. Disse planteavlsbedrifter er særligt afhængige af gødningsimport. Af regnskaber fra økologiske brug i 1999 fremgår det, at der blev importeret i gennemsnit 51 kg N/ha i husdyrgødning til planteavlsbedrifter, hvortil kom en egenproduktion på 39 kg N/ha (tabel 1.3). Af den importerede gødning var halvdelen fra økologiske brug.

Tabel 1.3 Mark N-balance (kg N ha⁻¹ år⁻¹) på gennemsnitlige økologiske planteavlsbrug (med et mindre husdyrhold) beregnet på basis af repræsentative regnskaber i år 1999 (Fra Berntsen et al., 2004)

Jordtype		Sand	Ler	Alle
Husdyrhold DE ha ⁻¹		0,31	0,51	0,34
Input	Handelsgødning	0	0	0
	Fiksering	32	26	31
	Importeret husdyrgødning	52	50	51
	Egen husdyrgødning	39	38	39
	Nedbør	16	16	16
Total input		139	130	137
Output	Vegetabilier	-3	-6	-3
	Solgt kerne	-25	-18	-24
	Opfodret kerne	-6	-11	-7
	Halm	-11	-14	-13
	Opfodret grovfoder	-22	-11	-20
Total output		-67	-60	-67
Markbalance		72	70	70

Blandt de kommende udfordringer for den økologiske sektor er der to væsentlige områder, som kan spille sammen med energiaspektet i økologisk jordbrug:

- overgang til 100 pct. økologisk foderforsyning samt 100 pct. økologisk gødnings- og halmforsyning, således at der opnås fuld uafhængighed af konventionelt jordbrug
- øgning af efterspørgsel gennem produktudvikling og forbedring af økologisk jordbrugs miljø- og etikprofil

Vedvarende energi (VE)

Den nuværende energiplan - Energi 21 blev vedtaget i 1996 (Miljø- og Energiministeriet, 1996), og planens tidshorisont er år 2030. Planens hovedmål er dels at sikre en stabil energiforsyning, dels at sikre en reduktion i CO₂-

udledningen svarende til aftalerne i Kyoto-protokollen. Dette opnås primært ved at indfase en stigende mængde vedvarende energi i energisystemet i planperioden svarende til en andel af vedvarende energi på 35% i 2030 (235 PJ). Heraf forventes godt 60% (160 PJ) at komme fra biomasse.

Energi 21 blev revideret i 1999. Revisionen ændrede ikke på den overordnede målsætning, men fordelingen og indfasningstakten mellem de enkelte energikilder blev justeret, idet især indfasningen af biomasse og biogas bliver klart langsommere end oprindeligt antaget (Gylling et. al, 2001).

Samtidig er de såkaldte "fleksible mekanismer" i Kyoto-protokollen (kvotehandel, Joint Implementation og Clean Development Mechanisms) kommet ind som et nyt kombineret energi- og miljøpolitisk instrument, der må

forventes at erstatte en del af den planlagte indfasning af vedvarende energi i Danmark.

Støtten til de vedvarende energiformer har tidligere været en kombination af afgiftsfritagelse, anlægstilskud og driftstilskud i form af faste mindstepriser. I forbindelse med liberaliseringen af el-markedet er der dog sket væsentlige ændringer på dette område, anlægstilskud er stort set bortfaldet og VE-el skal afregnes baseret på markedspriser samtidig med, at der skal etableres et marked for VE-beviser. VE-beviser er handelspapirer, der giver et givent VE-energianlæg (vindmølle, halmfyret kraftværk, biogasanlæg etc.) ret til at producere og sælge en given mængde strøm til en aftalt pris. Da markedet for VE-beviser er blevet udskudt, er der i stedet vedtaget nye støttesatser for VE-el, som skal sikre en fortsat udbygning med vindmøller og biogasanlæg.

Den hidtidige energipolitik har fokuseret på produktion af el og varme fra vedvarende energi, mens motorbrændstoffer som ethanol og rapsolie har været vurderet mindre miljøøkonomisk optimale (Skatteministeriet, 2002) og derfor ikke har fundet politisk støtte. I forbindelse med det fremsatte EU-direktiv om fremme af brug af biobrændsler til transport er der dog p.t. en del aktivitet på embedsmandsplan i forbindelse med udarbejdelsen af vejledende nationale mål for Danmark.

1.5 Muligheder for reduktion af fossilt energiforbrug i økologisk jordbrug

Olesen & Vester (1995) beregnede energiforbrug og energiudbytte på en række økologiske modelejemomme og fandt en betydelig spredning mellem brug. Som forventeligt var energibalancen (output/input) betydeligt bedre på rene planteavlsbrug end på kvægbrug.

Dalgaard et al. (2000) fandt, at omlægning til økologisk jordbrug vil mindske energiforbruget per produceret enhed i både planteavl og husdyrproduktion, primært som følge af at der ikke bruges mineralsk N-gødning. I deres beregninger forventedes ikke en energiproduktion fra halm og biogas i økologisk jordbrug, således som det er tilfældet i konventionelt jordbrug. Der blev heller ikke set på mulige forbedringer i energieffektiviteten i økologisk landbrugsproduktion.

Halm er en vigtig ressource i økologisk jordbrug, dels som strøelse til dyr, dels medvirker tilbageførsel af halmens næringsstoffer og kulstof til jorden i kornrige sædskifter til at bevare eller opbygge jordens frugtbarhed (Christensen, 2002, Berntsen et al., 2004). Halm kan derfor ikke forventes udnyttet til afbrænding i større omfang i økologisk jordbrug, men kan tænkes udnyttet i biogasanlæg efter anvendelse som strøelse. Endvidere kan det tænkes, at der vil blive dyrket kvælstofsamlende flerårige energiafgrøder (fx elletræer, kløvergræs), som kan producere energi samtidig med, at der opbygges humus (Granhall, 1994). Kløvergræs kan udnyttes i biogasanlæg (Jørgensen & Hannibal, 1997), hvorved den indsamlede kvælstof og øvrige næringsstoffer kan recirkuleres på bedriften.

I biogasanlæg kan det endvidere overvejes, om affald fra byerne kan tilsættes, således at energiproduktionen optimeres og næringsstofferne i husholdningsaffald og eventuelt i human urin og fæces kan blive recirkuleret. Biogasproduktion i økologisk jordbrug bør i det hele taget tages op til vurdering på trods af, at teknologien har været omdiskuteret i økologiske kredse i Danmark (Christensen et al., 1996).

Økologisk jordbrug kan også vælge at sikre en vedvarende energiforsyning fra andre kilder end biomasse. Det kan fx være vindenergi til

produktion af el og brint, hvor sidstnævnte kan anvendes som drivmiddel. Der er således behov for en samlet oversigt over, hvilke vedvarende energikilder der kan medvirke til at mindske økologisk jordbrugs afhængighed af fossile brændsler.

Endelig findes der en række muligheder for at spare på energien i forskellige led af den økologiske produktion.

På www.energisparkatalog.dk findes en oversigt over konkrete sparemuligheder. Der er dog også gode muligheder for energibesparelser ved overordnede omlægninger i driftsplanen (Dalgaard et al., 2002). I planteavl kan reduceret jordbearbejdning mindske energiforbruget, men det kan til gengæld give forøgede ukrudtsproblemer i økologisk jordbrug. I husdyrbruget er anvendelse af eget foder oftest energimæssigt billigere end importeret foder. Produktion af kløvergræs kræver kun lidt energi, og ved afgræsning spares energi sammenlignet med høst og udfodring af græsset.

I denne rapport vil vi gennemgå kendt viden om potentiale og afledte effekter af ovennævnte muligheder for at reducere energiforbruget i økologisk jordbrug samt skitsere nogle muligheder, som kræver yderligere forskning og udvikling.

1.6 Videnssynesens formål

Det er videnssynesens overordnede formål, at

- *Sammenfatte den viden, der foreligger omkring energiforbrug, muligheder for besparelser, indkøb af vedvarende energi og produktion af energi i økologisk jordbrug.*

Videnssynesen har ydermere som delmål, at

- *Vurdere muligheder for at inkludere krav om reduceret forbrug af fossil energi i økologisk produktion,*

- *herunder muligheder for energideklaration af økovoarer.*
- *Analysere det mulige bidrag fra energiproduktion på økologiske brug til en bedre selvforsyning med næringsstoffer og/eller recirkulering fra by til land.*

1.7 Arbejdsmetode samt afgræsning af emne

En bredt sammensat ekspertgruppe med godt 20 fagfolk (se boks 1.1) med forskellige ekspertiser har været central for arbejdet med videnssynesen. Der har været afholdt tre møder i gruppen, hvor projektets retning og fremdrift på forskellige stadier i arbejdsprocessen er blevet diskuteret. Desuden har ekspertgruppen bidraget til review af rapporten. Rapporten skal dog ikke opfattes som et konsensusdokument, idet det faglige ansvar for de enkelte kapitler i sidste ende påhviler forfatterne.

Nogle af de væsentlige diskussioner, som ikke alle er mundet ud i en håndfast konklusion, har været:

- Hvor stor vægt skulle vi give en beskrivelse af mulighederne i udnyttelse af brint?
- Var det rigtigt at fokusere på biomasse og gøre mindre ud af analysen af mulighederne i sol og vind?
- Hvad betyder anaerob omsætning for jord, næringsstoffer, mikroliv m.m.? Er økologisk jordbrug et aerobt jordbrug?
- Hvordan beskrives og kvantificeres "energi kvalitet" - er der fx forskel på værdien af energiindholdet i træflis og i rapsolie, og hvordan kvantificeres det i det samlede livscyklusregnskab, at noget energi bliver til varme og noget til el?
- Hvordan opgøres energiforbruget i økologisk jordbrug – per ha, per kg produkt eller per krone (værdi)?

<i>Økologiske målsætninger</i>	
Sven Nybo Rasmussen	ØL
Erik Steen Kristensen	FØJO
<i>Energinput og output i landbruget</i>	
Tommy Dalgaard	DJF
<i>Energibesparelser</i>	
Martin Heide Jørgensen	DJF
Bent Hindrup Andersen	DJF
Jørgen Pedersen	Landscentret
<i>Energiproduktion og udnyttelse</i>	
Henrik B. Møller	DJF
Jens Bo Holm-Nielsen	AUC
Sven G. Sommer	DJF
John R. Porter	KVL
Søren Tafdrup	Energistyrelsen
Uffe Jørgensen	DJF
Erik Fløjgård Kristensen	DJF
Jane Kruse	Folkecentret
<i>Effekter på sædskifter, jord m.m.</i>	
Bent T. Christensen	DJF
Ingrid K. Thomsen	DJF
Erik Steen Jensen	Risø
Lars Stoumann Jensen	KVL
<i>Miljøvurdering</i>	
Randi Dalgaard	DJF
Jørgen E. Olesen	DJF
Niels Halberg	DJF
Jes Fenger	DMU
<i>Økonomi- og systemvurdering</i>	
Morten Gylling	KVL
Frede Hvelplund	AUC
<p>DJF: Danmarks JordbrugsForskning. DMU: Danmarks Miljøundersøgelser. KVL: Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. AUC: Ålborg Universitetscenter. Risø: Forskningscenter Risø. FØJO: Forskningscenter for Økologisk Jordbrug. Folkecentret: Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi. Landscentret: Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. ØL: Økologisk Landsforening.</p>	

Boks 1.1 Videnssynesens deltagere inddelt efter hovedekspertise

I et evt. fremtidigt brintsamfund vil de nuværende drivmidler til traktorer o.l. kunne erstattes med brint produceret ud fra vedvarende energi, fx vind eller biomasse. Det vurderes dog fortsat at være en del år, inden denne mulighed bliver en realitet i praktisk skala (Energistyrelsen, 2004). Vi har derfor valgt at fokusere på de muligheder, der p.t. er realiserbare. I stedet for at analysere mulighederne i fremtidige energiteknologier har vi valgt at lægge vægt på at analysere potentialet for positive vekselvirkninger mellem eksisterende energiteknologier og den økologiske drift for dermed at bidrage til at opfylde målsætningerne om selvforsyning med næringsstoffer og foder. Som mulige erstatninger for diesel, som udgør en stor andel af energiforbruget på økologiske landbrug, har vi således set på mulighederne for at bruge biogas eller planteolie.

På det frie elmarked er det nu muligt at købe strøm, som er produceret ud fra vedvarende energikilder. Økologiske jordbrugere kan således vælge ganske simpelt at minimere deres forbrug af fossil energi ved at bestille "grøn strøm". Vi har kort vendt denne mulighed, men har ellers lagt mere vægt på at analysere mulighederne for at producere biomasseenergi på gården, idet det spiller sammen med den øvrige drift og kan give nogle afledte fordele for fx næringsstofbalancen. Biomasse har også en vigtig rolle til effektregulering i et vedvarende energisystem i kraft af lagermuligheden, som indtil videre er meget begrænset for vind- og solenergi. Som beskrevet i afsnit 1.2 og 1.5 har vi udeladt gennemgang af teknologier til ethanol fremstilling og termisk omsætning af halm.

Betydningen af aerob kontra anaerob omsætning af husdyrgødning for stofbalancer og for jordens kvalitet og biologiske aktivitet blev vurderet som så grundlæggende vigtig for valg af energiteknologi i økologisk jordbrug, at vi

har gennemgået emnet i et særskilt kapitel (kapitel 4).

Den valgte prioritering af emner og videnssyn-tesens analyserækkefølge kan skitseres ved nedenstående gennemgang af rapportens ka-pitler:

I første kapitel skitseres baggrunden for ar-bejdet – de økologiske målsætninger, den glo-bale energiforsyningsituation og den nuvæ-rende politisk/økonomiske situation for øko-logisk jordbrug.

Kapitel 2 beskriver herefter status for energi-forbruget i økologisk jordbrug, idet der med eksempler gives et overblik over forskelle mel-lem brugstyper mv. Mulige energibesparelser ved teknologiskift eller ændret drift skitseres.

I kapitel 3 ses på muligheder for produktion af biogas i økologisk jordbrug. Biogasproduk-tion kan få en særlig rolle som næringsstof-bank i økologisk jordbrug, og anlægget kan fungere som planteavlsbrugenes drøvtygger.

I kapitel 4 gennemgås den kendte viden om effekter af gødningshåndtering (komposte-ring, gyllesystemer og biogas) på omsætning

og tab af kulstof og næringsstoffer samt på jordkvalitet og den efterfølgende afgrødepro- duktion.

I kapitel 5 beskrives mulighederne for at dyrke biomasse til biogasanlægget, til oliepresning eller til direkte forbrænding, idet tre udvalgte afgrøder beskrives som eksempler. Teknologi- valg til konvertering af biomasse til energi diskuteres. Endelig beskrives hvilke mulighe- der for udnyttelse af sol og vind, der har spe- ciel relevans for økologisk jordbrug.

I kapitel 6 vurderes effekterne af de foreslåede teknologier og afgrøder fra kapitel 3 og 5 på sædskiftet i økologisk jordbrug samt på næ- ringsstof-, energi- og drivhusgasbalancer.

I kapitel 7 opstilles scenarier for et reduceret forbrug af fossil energi i økologisk jordbrug ved besparelser og ved produktion af vedvæ- rende energi, som beskrevet i de tidligere ka- pitler. Det totale energipotential og barrierer for ændringerne, herunder økonomi, diskute- res.

Kapitel 8 sammenfatter og giver oversigt over muligheder og barrierer. Behov for ny viden skitseres.

1.8 Litteratur

- Berntsen, J., Petersen, B.M., Kristensen, I.S. & Olesen, J.E. 2004. Nitratudvaskning fra økologi- ske og konventionelle planteavlsbedrifter – simuleringer med FASSET bedriftsmodellen. Intern rapport fra FØJO nr. 56, 2004.
- Carlsen, H. & Bovin, J. 2001. Stirling engines in small CHP plants. Proceedings of the Nordic & European Bio-Energy Conference and Exhibition, Aarhus, Denmark, 25-28 September 2001, 152-160.
- Christensen, B.T. (Red.). 2002. Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kul- stofbalance i land- og skovbrug. DJF Rapport Markbrug nr. 72, 75 pp.
- Christensen, B.T., Meyer, N.I., Nielsen, V. & Søgaard, C. (1996). Biomasse til energi og økolo- gisk jord-brug. Institut for Bygninger og Energi DTU, Rapport R-002, 57 pp.

- Dalgaard, T., Dalgaard, R. og Nielsen, A.H. 2002. Energiforbrug på økologiske og konventionelle landbrug. Grøn Viden Markbrug nr. 260.
- Dalgaard, T., Halberg, N. & Fenger, J. 2000. Simulering af fossilt energiforbrug og emissioner af drivhusgasser. FØJO-rapport nr. 5, 70 pp.
- Danish Environmental Protection Agency. (2003). Denmark's third national communication on climate change. Ministry of Environment, 212 pp.
- Energistyrelsen. 2003. Danmarks olie- og gasproduktion 2002.
www.ens.dk/graphics/publikationer/-olie_gas/danmarksolie/index.htm.
- Energistyrelsen. 2004. Brint. www.ens.dk/sw1048.asp.
- EU-kommissionen. 1997. Energy for the future: Renewable sources of energy. White paper COM (97) 599.
- EU-kommissionen. 2000. Towards a European Energy strategy for the security of energy supply. Green Paper of the European Commission, Bruxelles, Belgien.
- Fenhann, J. 1999. Projections of emissions of greenhouse gases, ozone precursors and sulphur dioxide from Danish sources until 2012. Energistyrelsen, 69 pp.
- Ferchau, E. 2000. Equipment for decentralised cold pressing of oil seeds. Rapport fra Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi, 60 pp.
- FØJO. 2000a. Principper for økologisk jordbrug. Notat udarbejdet til FØJOs brugerudvalg, 29 pp.
- FØJO. 2000b. Analyse af det økologiske regelsæt vedr. gødskning og miljøpåvirkning. Notat til Det Økologiske Fødevareråd/Strukturdirektoratet, 39 pp.
- Granhall, U. 1994. Biological fertilization. Biomass and Bioenergy, 6, 81-91.
- Gylling, M., Abildtrup, J., Nielsen, K.V., Pedersen, S.P. & Varming, S. 2001. Langsigtede biomasseressourcer til energiformål. Rapport nr. 125, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, 62 pp.
- International Energy Agency. 2002. World Energy Outlook, 530 pp.
- International Federation of Organic Agriculture Movements. 2002. IFOAM Norms. 139 pp.
- Jensen, K.S. 2002. Øko-gas Give – eksempel på økologisk biogasfællesanlæg. Kongresbilag fra Økologikongres 2002 – Mellem værdier og vækst, 80-84.
- Jørgensen, P.J. & Hannibal, E. 1997. Kløvergræs som energiafgrøde. Dansk Bioenergi 31, 8-9.
- Miljø- og Energiministeriet. 1996. Energi 21 – Regeringens energihandlingsplan 1996, 77 pp.
- Miljø- og Energiministeriet. 2000. Klima 2012 – status og perspektiver for dansk klimapolitik. 191 pp.
- Olesen, J.E. & Vester, J. 1995. Næringsstofbalancer og energiforbrug i økologisk jordbrug. SP rapport nr. 9, 143 pp.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Andersen, J.M., Fenhann, J. & Jacobsen, B.H. 2001. Emission af drivhusgasser fra dansk landbrug. DJF rapport, Markbrug nr. 47, 45 pp.

- Rasmussen, S.N. 1999. Recirkulering af næringsstoffer fra by til land i økologisk perspektiv. Erhvervs-jordbruget, Landbonyt 7/1999, 22-25.
- Regeringen. 2002. Fælles Fremtid – Udvikling i balance. Danmarks nationale strategi for bæredygtig udvikling. 87 pp.
- Schindler, J. & Werner, Z. 2001. Comment on the Green Paper of the European Commission, "Towards a European Strategy for the security of energy supply", L-B Systemtechnik GmbH, Tyskland.
- Skatteministeriet. 2002. Svar til folketingets skatteudvalg. Skatteudvalget, alm. del, bilag 285, 2 pp.
- 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.
- Strukturdirektoratet. 1999. Aktionsplan II – Økologi i udvikling, 367 pp.
- Teknologirådet. 2003. Oil-based technology and economy – prospects for the future. 89 pp.
- Thomsen, A. B., Medina, C. & Ahring, B. K. 2003. Biotechnology in ethanol production. In: Larsen, H., Kossmann, J. & Petersen, L.S. (eds.). New and emerging bioenergy technologies. Risø Energy Report 2, 40-44.
- Videncenter for Halm- og Flisfyring. 1999. Træ til energiformål, teknik – miljø – økonomi. 71 pp.
- Wood, J. & Long, G. 2000. Long Term World Oil Supply (A Resource Base/Production Path Analysis). US department of energy, Energy Information administration, www.eia.doe.gov/pub/oil-gas/petroleum/presentations/2000/long_term_supply/index.htm
- Økologisk Landsforening. 2002. Værdigrundlag for Økologisk Landsforening. www.okoland.dk.
- Østergaard, T.V. 1995. Muldsvind og biobrændsler. Global Økologi 2(3), 3-8.

2 Status for energiinput og -output i økologisk jordbrug samt muligheder for energibesparelser

*Tommy Dalgaard og Niels Halberg, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning
Martin Heide Jørgensen, Afd. for Jordbrugsteknik, Danmarks JordbrugsForskning*

2.1 Sammendrag

Analysen i dette afsnit er afgrænset til opgørelser af energiinput og -output på landbrugsbedriften. Dvs. det energiinput, der medgår til forarbejdning og transport efter, at produkterne har forladt bedriften, ikke er medregnet, mens den energi, der er gået til at fremstille input anvendt på bedriften, samt den energi, der går til indengårds transport, er medregnet.

Det er påvist, at specielt kløvergræs, og i særdeleshed kløvergræs som afgræsses, er energimæssigt favorabelt at dyrke økologisk. Dette skyldes bl.a., at kørne på disse marker henter størstedelen af foderenhederne selv, og at der kun tilføres små mængder gødning. Derimod er der ikke den store forskel på energiforbruget per foderenhed af de øvrige opgjorte afgrøder – hverken mellem de forskellige økologiske afgrødetyper eller mellem tilsvarende økologiske og konventionelle afgrøder, idet det højere energiforbrug til handelsgødning m.m. i konventionelle marker opvejes af et højere udbytte. Det ekstra energiforbrug til mekanisk ukrudtsbekæmpelse i økologisk planteproduktion er i forhold til de andre poster i energibalancen ikke af væsentlig betydning.

Modelberegninger af energiflow på husdyrbrug har hidtil vist et mindre energiforbrug per kg kød og mælk i økologisk end i konventionel produktion, men forskellen er

tionel produktion, men forskellen er lille. På kvægbrug skyldes det bl.a. flere afgræsningsmarker med et lavt energiforbrug, mens de konventionelle bedrifter har mere helsæd og græs til ensilage, der kræver et stort brændstofforbrug. Resultaterne fra de seneste gårdstudier og modellerne peger dog samlet på, at energiforbruget ikke har været genstand for systematisk reduktion inden for den økologiske branche. Det skal understreges, at energiomkostningen til bygninger og inventar er et groft skøn, som ikke er differentieret. Der er formentligt et mindre energiforbrug til konstruktion af mange af de nyere opstaldningsformer inden for især økologisk svineproduktion, men der mangler data og analyser af dette.

Følgende tiltag kan reducere energiforbruget i økologiske produktionssystemer. 1: Valg af afgrøder med lavt energiforbrug. Afgræssede afgrøder har lavt energiforbrug til høst og håndtering af afgrøden, og specielt kløvergræs har et lavt energiforbrug, idet N fikseres fra luften. 2: Øget produktion af eget foder (dog ikke vandet græs) på bekostning af foderimport, idet energiomkostningen til importeret foder generelt er høj. 3: Mindsket dieselforbrug - fx ved overgang fra fast husdyrgødning til gyllesystemer, udvidet brug af afgræsning frem for slæt og minimering af transportaf-

stande. 4: Udnyttelse af bialfgrøder såsom efterslæt og halm, idet der ikke er nogen større energiomkostning forbundet med disse. 5: Undgå brug af græspiller i foderplanen, idet græspiller er meget energiomkostningstunge at producere. 6: Flytning af markvanding til afgrøder med det største marginale udbytte eller evt. mindsket markvanding af græs og i stedet import af foder. 7: Anvendelse af staldsystemer bygget af materialer med et lavt energiindhold, udstyret med naturlig ventilation og med mindre forbrug af strøelse. 8: Optimering af hele produktionssystemet, så der opnås større udbytter per forbrugt energienhed.

2.2 Energianalyser i økologiske produktionssystemer

Formålet med dette kapitel er at give et overblik over forhåndenværende viden omkring energiinput og energioutput i forskellige økologiske produktionssystemer samt muligheder for besparelser ved ændring af disse. Først beskrives eksisterende metoder til opgørelse af energiforbruget, dernæst præsenteres resultater af energiforbrugsopgørelser, og til slut diskuteres de kritiske forudsætninger ved beregningen af energiforbrug samt behovene for yderligere forskning inden for området.

Systemafgrænsning

Denne vidensyntese afgrænses til opgørelser af energiinput og -output på landbrugsbedriften. Dvs. det energiinput, der medgår til forarbejdning og transport, efter produkterne har forladt bedriften, medregnes ikke, mens den energi, der går til at fremstille input, som anvendes på bedriften, samt den energi der går til indengårds transport, medregnes. Dog diskuteres også kort energiforbruget til transport mellem landbrugsbedrifter og til markedet, hvor landbrugsprodukterne sælges. I lighed

med metoderne i Refsgaard et al. (1998) og Dalgaard et al. (2001) opgøres energiforbruget ved hjælp af nøgletal for energiforbrug ved forskellige operationer og forskelligt ressourceforbrug. I tabel 2.2-2.4 vises et uddrag af de nøgletal, der ligger bag nærværende kapitels opgørelser af energiforbrug.

Energioutput kan opgøres som energiindholdet i de produkter, der sælges fra bedriften med henblik på udnyttelse til energimæssige formål. I visse tilfælde opgøres også den energi, der indeholdes i de fødevarer- eller foderprodukter, der forlader bedriften. Som regel vil energiforbruget til fødevarerproduktion blive sat i relation til den producerede mængde, hvilket diskuteres nærmere sidst i denne rapport. Energioutput ved foderafgrødedyrkning kan opgøres i foderenheder (FE), der er et udtryk for den metaboliske energi ved anvendelse af afgrøden til husdyrfoder. På denne måde kan den overvejende del af energiinput på et husdyrbrug inkluderes i beregningen af energiforbrug per enhed animalsk produkt. Alternativt kan energioutput opgøres som den metaboliske energi som menneskeføde, eller som brændværdien, der udtrykker den energi, der kan opnås ved forbrænding af produktet. Brændværdien for korn er fx 15 MJ/kg og for halm lidt mindre.

Direkte og indirekte energiforbrug

I tabel 2.1 er vist en oversigt over de forskellige former for direkte og indirekte energiforbrug i landbruget. Det direkte energiforbrug omfatter de kilder, som direkte kan omsættes til energi (fx brændstof, smøremidler og elektricitet). Det indirekte energiforbrug omfatter den energi, der behøves for at producere de input, som anvendes i landbrugsproduktionen (fx bygninger, maskiner, kraftfoder, kunstgødning, kalk og sprøjtemidler). Energiforbruget opgøres i Joule (J), hvor $1.000.000.000 \text{ J} = 1.000 \text{ MJ} = 1 \text{ GJ}$. Fx er energiindholdet i die-

selolie 35,9 MJ/l, og der medgår yderligere 14% til udvinding, raffinering og transport af olien. Dvs. energiforbruget ved forbrug af 1 l diesel svarer til 40,9 MJ/l. 1 kilowatt-time (kWh) el udgør tilsvarende ifølge litteraturen 9,5 MJ, hvis energitabet ved fremstilling og

distribution medregnes. Dette energitab er væsentligt at medregne, idet den termodynamiske omsætning er 3,6 MJ/kWh – se endvidere afsnit 2.5 om kritiske forudsætninger.

Tabel 2.1 Oversigt over de forskellige former for direkte og indirekte energiforbrug i landbruget

Direkte energiforbrug		Indirekte energiforbrug
Brændstof	Øvrig energi	
Jordbearbejdning og såning	Smøremidler	Maskiner & Bygninger Andre eksterne input (kvælstof, fosfor, kalium, sprøjtemidler og importeret foder)
Gødskning og kalkning	Markvanding	
Plantebeskyttelse	Tørring	
Høst og presning	Opvarmning	
Transport og håndtering	Ventilation	
	Malkning	

I tabel 2.2 er vist nøgletal for, hvorledes brændstofforbruget beregnes. Der er opdelt i fem kategorier af operationer. Disse nøgletal baserer sig primært på danske målinger fra Statens Jordbrugstekniske Forsøg, suppleret med en række udenlandske kilder. Tabel 2.3 og tabel 2.4 viser nøgletal for, hvordan det øvrige

energiforbrug i henholdsvis afgrøde- og husdyrproduktionen opgøres. Disse tal er ligeledes hentet i litteraturen, idet de eksakte henvisninger kan findes i Dalgaard et al. (2001). Det bør bemærkes, at specielt nøgletallene for indirekte energiforbrug er behæftet med stor usikkerhed.

Tabel 2.2 Nøgletal for brændstof forbrug i form af diesel

<i>Jordbearbejdning og såning</i>		
Pløjning (21 cm), forår*	20,0	l/ha
Pløjning (21 cm), efterår*	23,0	l/ha
Pløjning (16 cm), efterår*	16,0	l/ha
Jordpakning	2,0	l/ha
Såbedsharvning, let*	4,0	l/ha
Såbedsharvning, tung*	6,0	l/ha
Tromling*	2,0	l/ha
Såning*	3,0	l/ha
Stubharvning*	7,0	l/ha
<i>Gødskning og kalkning</i>		
Spredning og læsning af mæg	0,6	l/t
Gyllespredning	0,3	l/t
Kunstgødskning	2,0	l/ha
Kalkning [□]	1,5	l/ha/år
<i>Plantebeskyttelse</i>		
Sprøjtning	1,5	l/ha
Ukrudtsharvning*	2,0	l/ha
Radrensning*	3,0	l/ha
<i>Høst og presning</i>		
Mejetærskning	14,0	l/ha
Roeoptagning	17,0	l/ha
Roeaftopning	10,0	l/ha
Grønthøstning	5,0	l/ha
Presning og læsning	2,0	l/t
Skårlægning	0,5	l/t
Stængelbrydning	0,2	l/t
Finsnitning	1,0	l/t
<i>Transport og håndtering</i>		
Maskintransport	0,04	l/km
Gødning- og foderttransport	0,2	l/t/km
Læsning og indlægning	0,5	l/t
Udfodring	0,3	l/t
Anden håndtering	0,5	l/t
Erhvervsmæssig bilkørsel	5,0	l/ha

*) På lerjord eller humusjord (JB-nr. > 7) ganges nøgletallet med en faktor 1,1. På sandjord (JB-nr. 1-3) ganges med en faktor 0,9. □) Vedligeholdelse af reaktionstal.

Tabel 2.3 Nøgletal for øvrigt energiforbrug i afgrødeproduktionen

Smøremidler	3,6	MJ/(l diesel)
Maskiner	12	MJ/(l diesel)
Markvanding	20-52	MJ/mm
Tørring	50	MJ/t/(%-point)
Mineralsk kvælstof	50	MJ/(kg N)
Mineralsk fosfor	12	MJ/(kg P)
Mineralsk kalium	7,0	MJ/(kg K)
Kalk	30	MJ/t
Sprøjtmidler	300	MJ/kg aktivt stof

Tabel 2.4 Nøgletal for øvrigt energiforbrug i husdyrproduktionen per år (1 dyreenhed = DE svarer til 1 malkeko af stor race eller 30 slagtesvin, 1 foderenhed = FE svarer til foderværdien i 1 kg byg)

<i>Stalldrif</i>		
Malkekøer	8,0	GJ/DE
Andet kvæg	1,7	GJ/DE
Konventionelle søer	6,1	GJ/DE
Økologiske søer	3,2	GJ/DE
Konventionelle slagtesvin	0,9	GJ/DE
Økologiske slagtesvin	0,4	GJ/DE
<i>Klimastalde</i>		
Konventionelle søer	3,1	GJ/DE
Konventionelle slagtesvin	0,6	GJ/DE
Bygninger, inventar etc.	2,5	GJ/DE
Indkøbt foder	5,7	GJ/FE

2.3 Resultater af hidtidige opgørelser

I forbindelse med Bichel-udvalgets (1999) opgørelser af scenarier for omlægning til økologisk jordbrug blev den samlede energibalance for dansk landbrug sammenlignet med den forventede energibalance efter omlægning til 100% økologisk jordbrug (tabel 2.5). Som det ses, er det specielt energiforbruget til afgrødeproduktion, der reduceres ved omlægning til økologisk drift, hvorimod energiforbruget til husdyrproduktion vil være stort set uændret, hvis husdyrproduktionen efter omlægning opretholdes i uændret omfang i forhold til den konventionelle situation. Imidlertid vil det totale energiforbrug til husdyrproduktion selvfølgelig være mindre ved omlægning til økologisk landbrug med færre husdyr. Specielt

gælder det, at det i økologisk jordbrug energimæssigt set er favorabelt at producere forholdsvis flere drøvtyggere frem for enmavede dyr. Dette skyldes, at drøvtyggerne kan udnytte grovfoderafgrøder såsom kløvergræs, der energimæssigt set er billigt at producere økologisk.

Af tabel 2.5 fremgår det også, at der ikke forventedes nogen energiproduktion i økologisk jordbrug, hvorimod dansk landbrug i 1996 producerede en ikke uvæsentlig energimængde på ca. 14 PJ, primært i form af halm til afbrænding, energiafgrøder og biogas. Et af formålene med nærværende vidensyntese er netop at afdække mulighederne for energiproduktion i økologisk jordbrug for derigennem at nedsætte netto energiforbruget.

Tabel 2.5 Energibalancen for dansk landbrug i 1996 sammenlignet med den forventede energibalance efter omlægning til 100% økologisk landbrug, hhv. uden import af foder og en heraf lavere svineproduktion, og ved en uændret husdyrproduktion gennem øget import af foder til Danmark. (Dalgaard et al. 2002b)

PJ= 10 ¹⁵ J	Dansk landbrug 1996	Økologisk landbrug	
		lavere svineprod.	uændret husdyrprod.
Afgrødeproduktion	38	18	18
Husdyrproduktion	39	13	40
Totalt energiforbrug	77	31	57
Energiproduktion	14	0	0
Netto energiforbrug	63	31	57

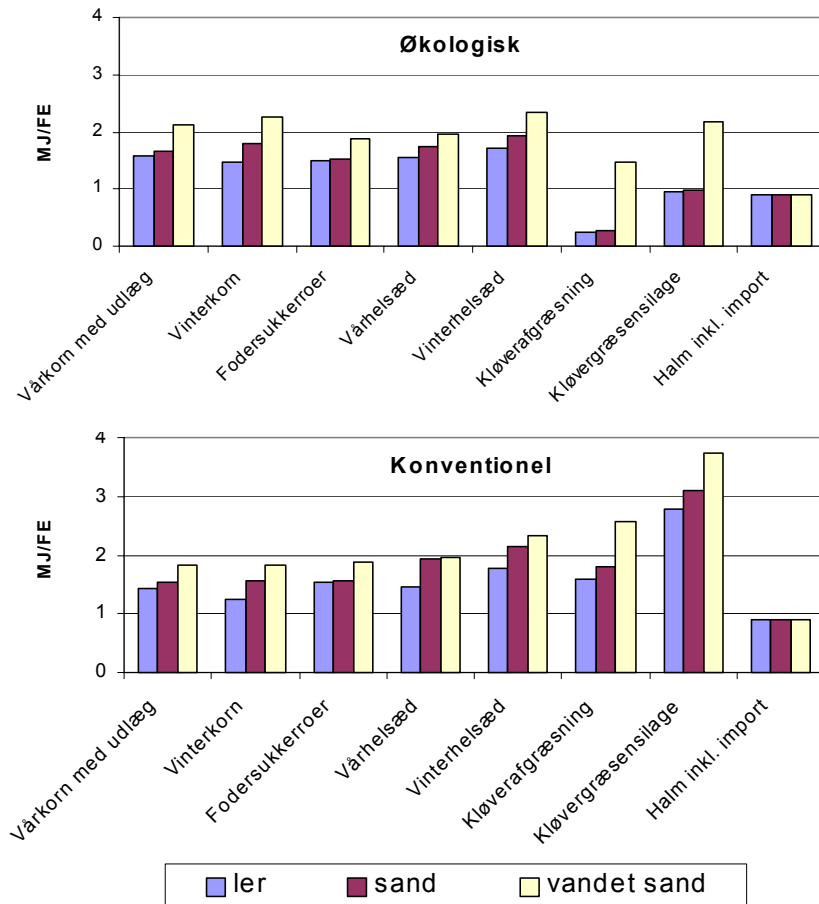
Planteproduktion

Ved hjælp af nøgletallene i tabel 2.2 og tabel 2.3 er energiforbruget for en række forskellige afgrøder modelleret ved hhv. en typisk økologisk- og konventionel dyrkningspraksis på lerjord, sandjord og vandet sandjord (figur 1). Det ses, at specielt kløvergræs, og i særdeleshed kløvergræs som afgræsses, er energimæs-

sig favorabelt at dyrke økologisk. Dette er bl.a. fordi kørerne på disse marker henter størstedelen af foderenhederne selv, og fordi der kun tilføres små mængder gødning. Derimod er der ikke den store forskel på energiforbruget per foderenhed af de andre opgjorte afgrøder – hverken mellem de forskellige økologiske

afgrødetyper eller mellem tilsvarende økologiske og konventionelle afgrøder, idet det højere energiforbrug til handelsgødning m.m. i konventionelle marker opvejes af et højere udbytte (Refsgaard et al., 1998). Disse tendenser gælder både på lerjord, sandjord og vandet sandjord, idet energiforbruget per foderenhed afgrøde produceret på lerjord generelt er

mindre end på sandjord, bl.a. pga. større udbytter på lerjorden, mens energiforbruget per produceret foderenhed for alle afgrødetyper er størst på vandet sandjord, sandsynligvis fordi merudbyttet for den ekstra energiindsats er mindre i økologiske marker (Halberg & Kristensen, 1997).

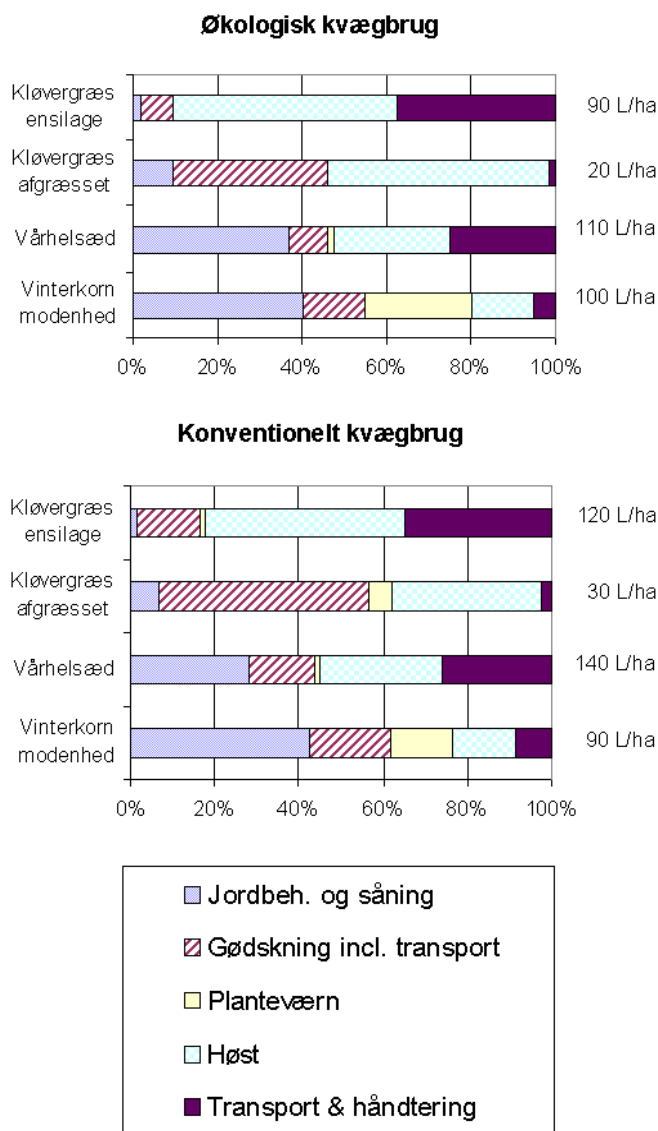


Figur 2.1 Typisk energiforbrug per foderenhed (FE) planteproduktion på malkekvægsbedrifter på hhv. ler-, sand- og uvandet sandjord (Dalgaard et al. 2002)

Fordeling på operationer

Figur 2.2 viser en opgørelse af dieselforbrugets fordeling på de fem kategorier af operationer beregnet for fire typiske afgrødetyper i økologisk og konventionelt kvægbrug. Dieselforbruget er, i lighed med det totale energiforbrug, lavest for kløvergræs, og specielt for afgræsset kløvergræs, hvor der både er et lille dieselforbrug til jordbearbejdning og såning

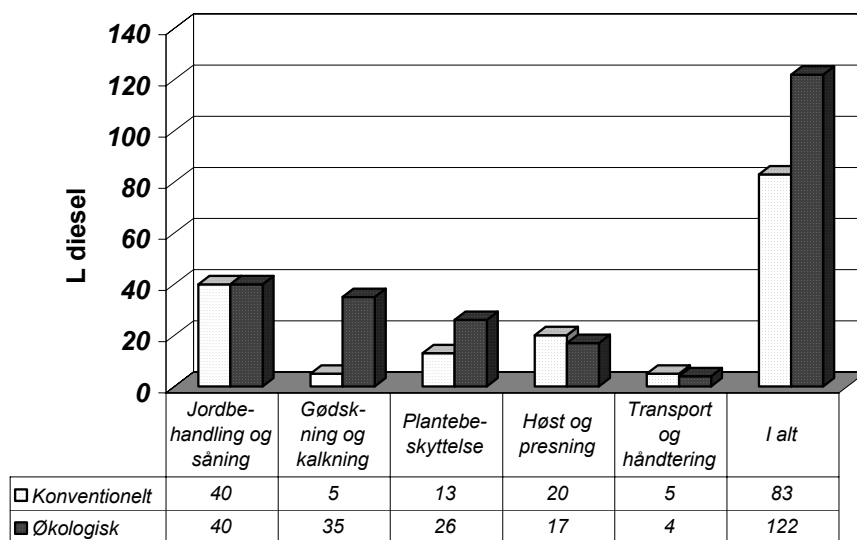
samt til høst og hjemtransport af afgrøden. Endvidere tildeles der kun små mængder husdyrgødning til kløvergræsset. Når kategorien "høst" vejer så relativt tungt for afgræsset kløvergræs, skyldes det, at dieselforbrug til afpudsning kommer under denne kategori, og at de øvrige poster til dieselforbrug er så små.



Figur 2.2 Eksempel på dieselforbrugets fordeling på de fem kategorier af operationer, beregnet for hhv. vinterkorn til modenhed (ekskl. bjærgning af halm), vårhelsæd med udlæg, afgræsset kløvergræs og kløvergræs til ensilage, dyrket på typiske hhv. økologiske eller konventionelle kvægbrug på vandet sandjord. Dieselforbrug til transport af husdyrgødning er tilskrevet kategorien gødskning

Ofte fremføres det i debatten, at mekanisk ukrudtsbehandling bevirker, at energiforbruget til brændstof er meget højt i økologisk jordbrug. Som det ses af figur 2.2, er dieselforbruget til planteværn med striglinger og efterårsukrudtsfarvninger da også, specielt for økologisk dyrket korn til modenhed, anseligt. Imidlertid er dette dieselforbrug ikke så stort i helsæden, hvor der pga. udlægget ikke kan foretages intensiv mekanisk ukrudtsbekæmpelse. I figur 2.3 er dieselforbruget tilsvarende opgjort i et eksempel med vårbyg til modenhed, dyrket på henholdsvis et økologisk og et konventionelt planteavlsbrug. Som det ses, er

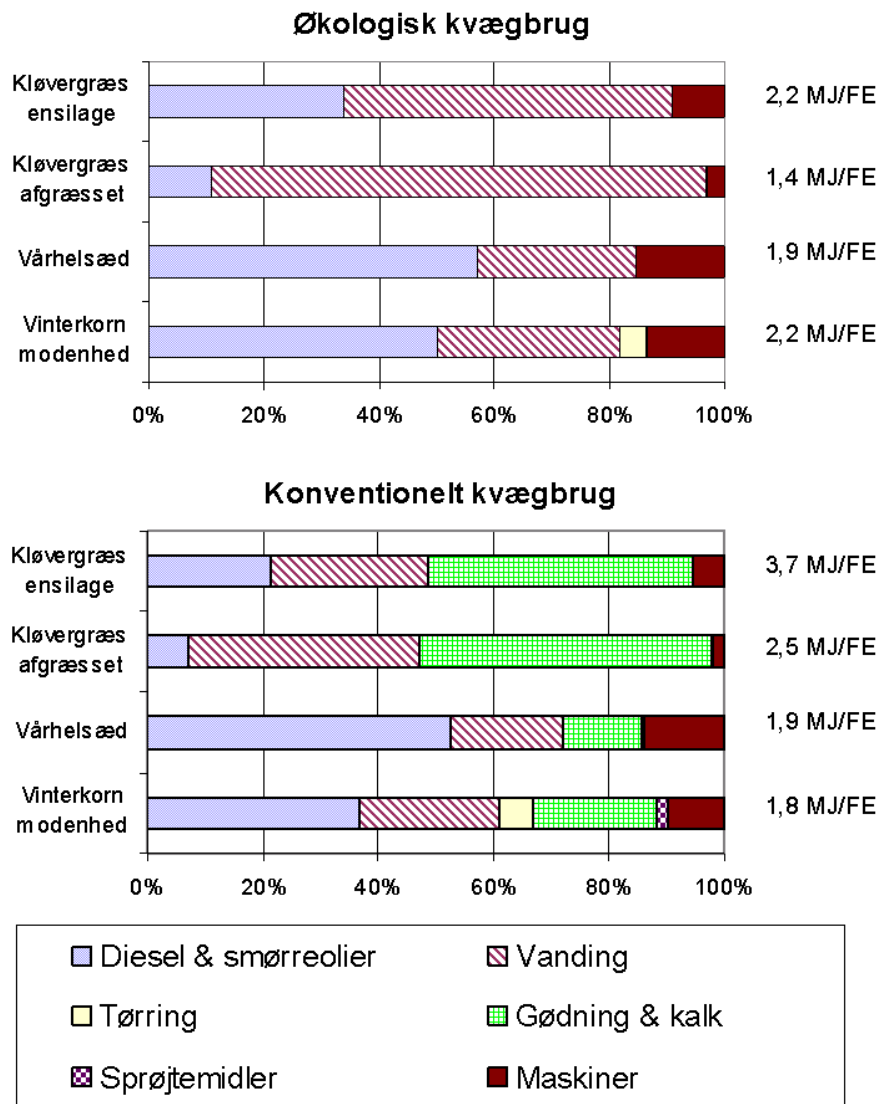
dieselforbruget til plantebeskyttelse væsentligt større i økologisk end i konventionel vårbyg, og det totale dieselforbrug per ha er også større, men denne forskel skyldes i højere grad forskel i dieselforbrug til udbringning af hhv. husdyrgødning på det økologiske brug, og handelsgødning på det konventionelle brug. I det store billede, er det ekstra energiforbrug til mekanisk ukrudtsbekæmpelse derfor ikke af væsentlig betydning, også selvom der antages en væsentlig mere intensiv mekanisk ukrudtsbekæmpelse og flere kvikharvninger, end det er tilfældet i beregningerne bag figur 2.3. Dette vil blive nærmere illustreret i det følgende.



Figur 2.3 Eksempel på opgørelse af brændstofforbruget til hhv. konventionel og økologisk dyrkning af 1 ha vårbyg på en planteavlsbedrift, på lerjord, hvor halmen bjærges

Figur 2.4 viser det totale energiforbrug per foderenhed af de fire typiske afgrøder, som dieselforbruget blev opgjort for i Figur 2.2. Som det ses, kan vanding være en betydelig post i energiregnskabet, og specielt for økologisk jordbrug hvor der ikke er noget indirekte energiforbrug til handelsgødning. Når vanding vejer så tungt, skyldes det bl.a., at energitabet

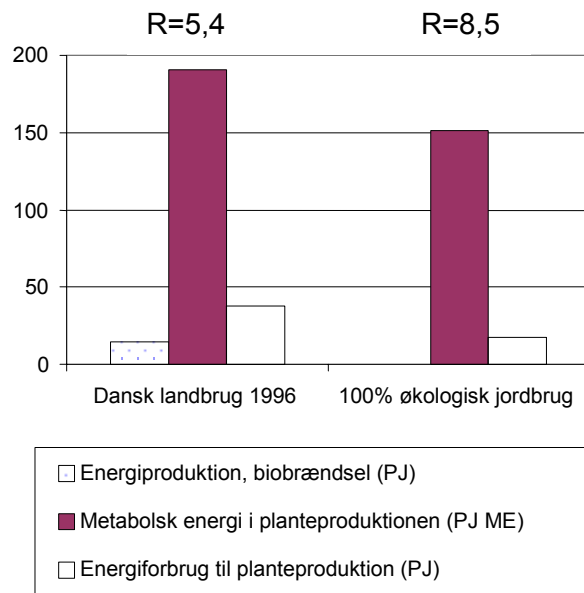
ved fremstilling og transmission af den el, der forbruges til vanding, er inkluderet i energiforbruget hertil. Det nominelle kilowatt-timeforbrug er således kun ca. halvt så stort! Endvidere ses det, at energiforbruget til brændstof vejer tungt ved økologisk dyrkning, hvilket i særlig grad gør sig gældende for vårhelsæd, hvor dieselforbruget er højest.



Figur 2.4 Eksempel på fordelingen af det totale energiforbrug per foderenhed, beregnet for hhv. vinterkorn til modenhed (ekskl. bjærgning af halm), vårhelsæd med udlæg, afgræsset kløvergræs og kløvergræs til ensilage, dyrket på typiske hhv. økologiske eller konventionelle kvægbrug på vandet sandjord. (Der vandes med 45 mm til vårsæd, 53 mm til vintersæd og 133 mm til kløvergræs)

I figur 2.5 er det samlede energiforbrug i planteproduktionen, med udgangspunkt i Bicheludvalgets (1999) opgørelser af scenarier for omlægning til økologisk jordbrug, opgjort i PJ fossil energi. Til sammenligning er endvidere vist den samlede energiproduktion til foder og menneskeføde opgjort i PJ metaboliserbar energi (ME), og energiproduktionen med biobrændsel opgjort i PJ fossil energi. Som det

ses, er både energiproduktionen og netto energiforbruget (energiforbrug minus energiproduktion i form af biobrændsel) mindre i den økologiske end i den konventionelle situation. Imidlertid er forholdet, R, mellem energiproduktion og netto energiforbrug højere for den økologiske situation ($R=8,5$) end for den konventionelle situation ($R=5,4$).



Figur 2.5 Biobrændsel energi og metaboliserbar energi (ME) i afgrødeproduktionen sammenlignet med energiforbruget til produktionen heraf (Dalgaard et al. 2002b). R betegner forholdet mellem energiproduktion og netto energiforbrug. 1 PJ= 10¹⁵ J

Husdyrproduktion

Ved at kombinere energiomkostningen per produceret FE med oplysninger om fodring og ydelse i besætninger er energiforbruget per kg mælk og kød beregnet.

Undersøgelser baseret på bedriftsdata fra årene 1990-92 viste, at økologisk mælk kostede ca. 2,2 MJ per kg på lerjord og 2,7 MJ per kg på vandet sandjord (Refsgaard et al., 1998). Gårdstudier fra 10 økologiske brug i 1994-1997 viste et energiforbrug på mellem 2,1 og 3,3 MJ per kg mælk (energi til konstruktion af stalde og inventar ikke indregnet; Halberg, 1999). Der var ingen signifikant forskel mellem bedrifter på ler- og sandjord, men stor forskel på bedrifternes gennemsnitlige energiforbrug over tre år. Forskellen mellem bedrifter kan dels skyldes strukturelle forhold såsom

indretning af stalde inklusive malke- og køleanlæg, afstande til marker og håndtering af husdyrgødning. Men erfaringerne fra projektet tyder på, at driftsledelse kan spille en rolle, også på kort og mellemlangt sigt, f.eks. valg af sædskifte og fodring samt energibesparende foranstaltninger såsom varmegenvinding.

Der er ingen gårdstudier omfattende energiforbrug i økologisk svineproduktion, hvorfor dette er forsøgt modelleret (Dalgaard et al., 2002a, 2001).

Som det fremgår af tabel 2.6, viser modellen et mindre energiforbrug per kg kød og mælk i økologisk produktion, men forskellen er lille og mindre end variationen i ovennævnte gårdundersøgelser. Årsagen til den mindre

forskel er bl.a., at modellen forudsætter et mindre forbrug af handelsgødning på de konventionelle brug – bl.a. som følge af de strammere gødningsregler.

Resultaterne fra de seneste gårdstudier og modellerne peger på, at energiforbruget ikke har været genstand for systematisk reduktion indenfor den økologiske branche. Det skal

understreges, at energiomkostningen til bygninger og inventar er et groft skøn, som ikke er differentieret. Der er formentligt et mindre energiforbrug til konstruktion af mange af de nyere opstaldningsformer indenfor især økologisk svineproduktion, men der mangler imidlertid data og analyser af dette (jf. også Aktionsplan II).

Tabel 2.6 Eksempel på energiforbrug (GJ) til mælkeproduktion i en sengebåsestald ved typiske foderplaner og jordbundsforhold

En malkeko	Øko- logisk	Konven- tionel
<i>Fodring:</i>		
Afgræsning	2,3	3,6
Græsensilage	1,5	2,4
Helsædensilage	0,8	1,0
Halm	0,0	0,0
Korn	3,3	2,7
Kraftfoderindkøb	6,7	7,4
<i>Strøelse</i>	0,4	0,4
Stalldrif	8,0	8,0
Bygninger og inventar	2,5	2,5
I alt	25,6	28,0
1000 kg mælk*	9,0	9,0
MJ/kg mælk	2,8	3,1

*) Kød omregnes til mælk på energibasis 1:10

Tabel 2.7 Eksempel på energiforbrug (GJ) til produktion af svinekød hhv. i en dybstrøelses- (Ø) og en spaltstald (K)

30 slagtesvin	Øko- logisk	Konven- tionel
<i>Fodring:</i>		
Eget korn	9,6	4,2
Foderimport	13,5	21,3
<i>Strøelse</i>	0,4	0,1
Stalldrif	0,4	0,9
Bygninger og inventar	2,5	2,5
I alt	26,4	29,0
kg kød netto*	2240	2100
MJ/kg kød	11,8	13,8

*) Økologiske slagtesvin fra 30-105 kg og konventionelle fra 30-100 kg

Fordeling på brugstyper og energibærere

Den ovenfor skitserede metode anvendes i et forskningsprojekt til opgørelse af bl.a. energiforbruget ved livscyklusvurderinger (LCA) af landbrugsprodukter (Anonym, 2002). Formålet er at udvikle enkle og robuste metoder til opgørelse af bl.a. energiforbruget og udledningen af drivhusgasser per produceret land-

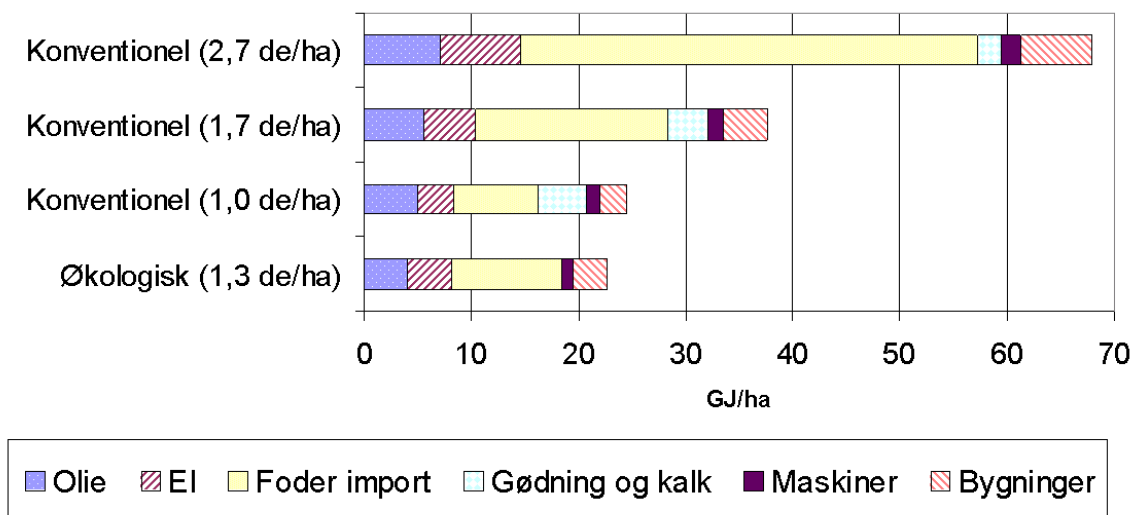
brugsprodukt. Som en udløber af dette projekt udvikles metoder til afstemte opgørelser af energiforbrug på forskellige bedriftstyper, således at summen af energiforbruget på alle bedrifter stemmer med det totale energiforbrug i dansk landbrug.

Her vises eksempler på opgørelser af energiforbruget på økologiske malkekvægbrug i 1999. I kapitel 6 vises tilsvarende opgørelser for økologiske planteavlsbrug. Af figur 2.6 ses det, at energiforbrug til foderimport er den vigtigste post på energiregnskabet i økologisk mælkebrug, mens energiforbruget til olie, el og bygninger er næsten lige stort og tilsammen udgør et energiforbrug svarende til energiforbruget til foder. Endelig er der et mindre energiforbrug til maskiner.

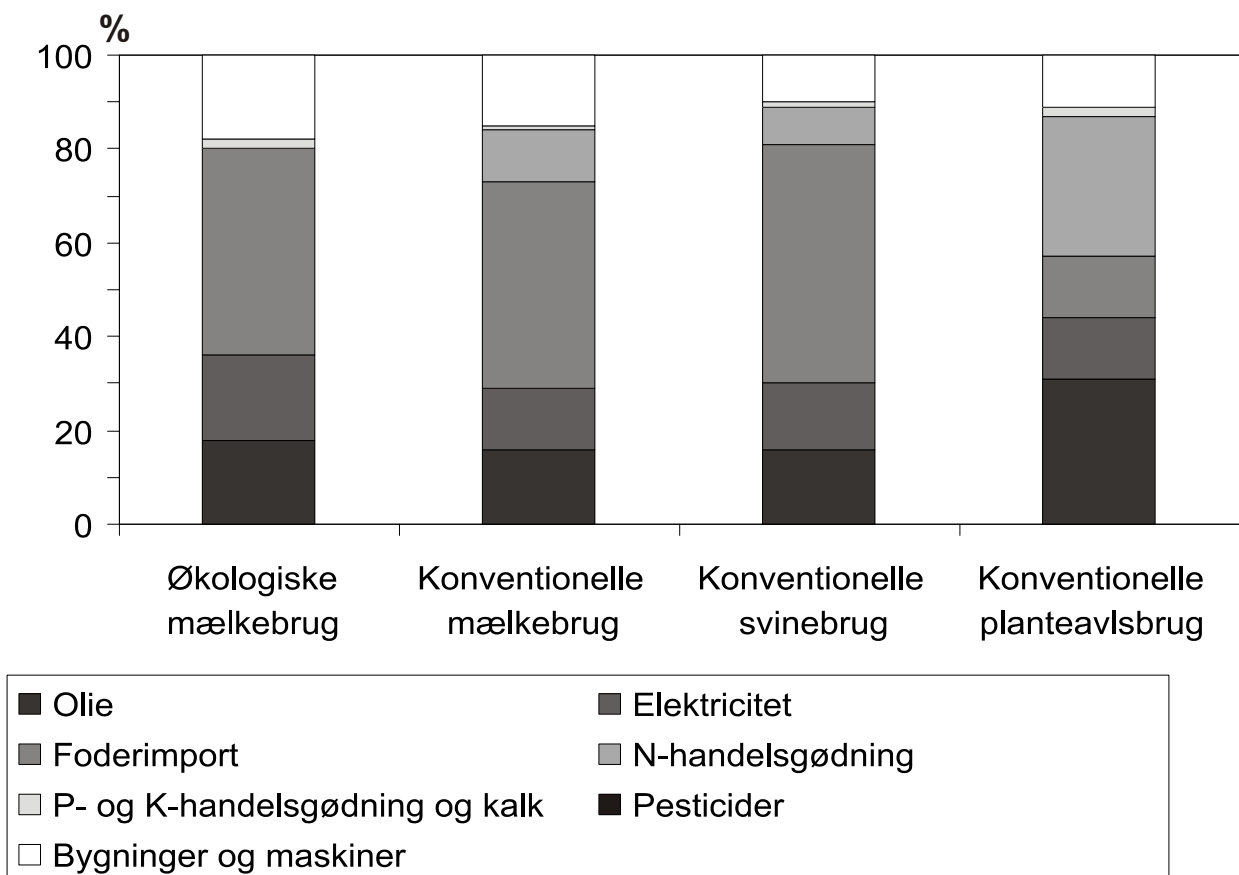
I figur 2.6 er energiforbruget for økologisk mælkebrug endvidere sammenlignet med energiforbruget på konventionelle mælkebrug med hhv. ekstensiv (1,0 de/ha), middel (1,7 de/ha) og intensiv (2,7 de/ha) husdyrproduktion. Som det ses, er den væsentligste forskel, at de konventionelle brug anvender en del indirekte energi til import af handelsgødning, og at de økologiske brug overraskende nok har et forholdsvis lavere energiforbrug til olie. Dette skyldes bl.a. flere afgræsningsmarker med et lavt energiforbrug, mens de konventi-

onelle bedrifter har mere helsæd og græs til ensilage, der kræver et stort brændstofforbrug. Endvidere ses det, at energiforbruget per ha er lavere på økologiske brug end på konventionelle brug med samme husdyrtæthed. Kommende analyser vil vise i hvor høj grad det ifølge de nye beregninger også gælder for energiforbruget per produceret liter mælk.

De opgjorte direkte og indirekte energiforbrug kan på baggrund af en række antagelser opdeles på energibærere. Fx kan det antages, at der anvendes olie til posterne "Diesel & Smøreolier" samt "Tørring", at der anvendes el til vanding, at der anvendes naturgas til fremstilling af "gødning og kalk" og kul til fremstilling af maskiner. I forbindelse med livscyklusvurderingerne foretages en nærmere analyse af fordelingen på energibærere. I figur 2.7 er vist en foreløbig sammenligning af energiforbrugets fordeling på forskellige brugstyper opgjort i LCA projektet, og som i løbet af dette projekt vil blive fordelt på forskellige typer af energibærere.



Figur 2.6 Det gennemsnitlige energiforbrug på økologiske mælkebrug, sammenlignet med energiforbruget på konventionelle mælkebrug med hhv. ekstensiv, middel og intensiv husdyrproduktion



Figur 2.7 Fordelingen af det totale energiforbrug opgjort på typiske økologiske mælkebrug og sammenlignet med konventionelle mælkebrug, svinebrug og planteavlsbrug

Marginale energibalancer og netto energiudbytte ved forskellige produktioner

Formålet med at anvende fossil energi i jordbruget er bl.a. at forøge den solenergi-mængde, som landbrugsplanterne optager, og derved at forøge produktionen af fødevarer eller non-food produkter. Derfor bør enhver analyse af energibalancer i landbruget også omfatte en analyse af, om der er en positiv marginal nytte af det investerede energiforbrug. Imidlertid har langt de fleste opgørelser

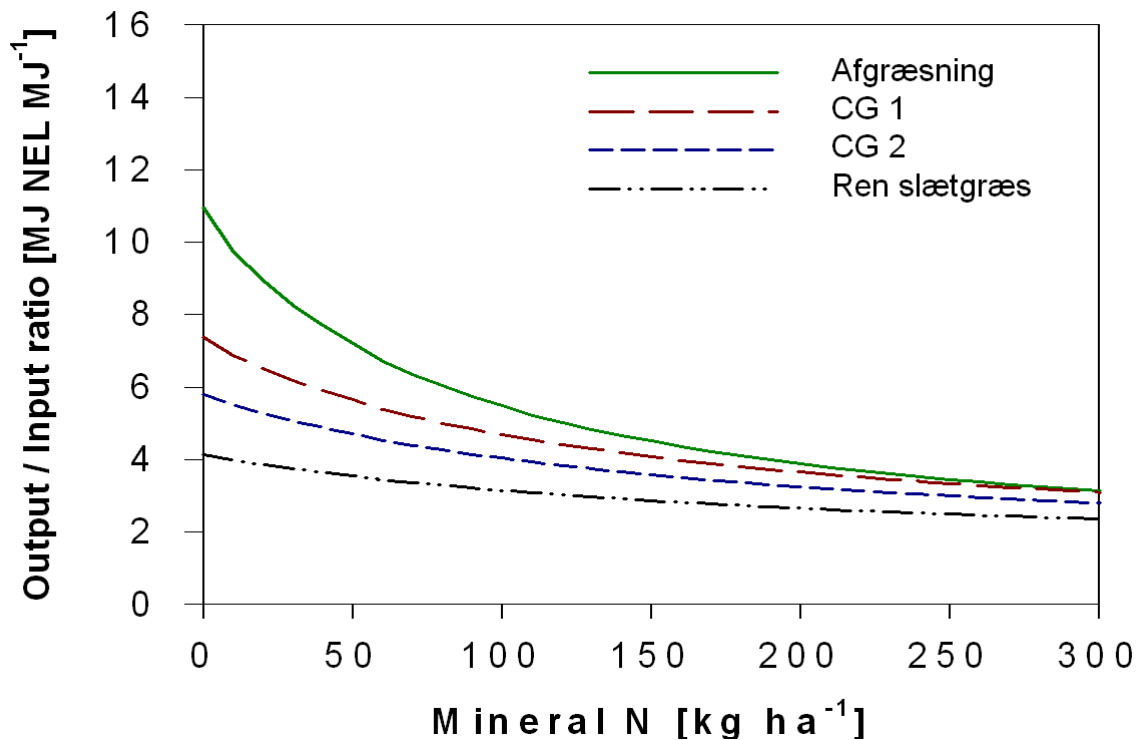
af energiforbruget i landbruget hidtil koncentreret sig om sammenligninger af energiforbruget til produktion af forskellige produkter under forskellige betingelser, fx gennem sammenligningerne af output-input ratioer, som de i figur 5 opgjorte R-værdier.

I dette afsnit vil vi kort gennemgå et par eksempler på de få opgørelser af marginal ener-

ginytte, som er at finde i litteraturen, for så senere i kapitel 6 og 7 vedrørende scenario-analyser at vende tilbage til problematikken.

Det første eksempel er hentet fra forsøg vedrørende høst af kløvergræs på Karkendam forsøgsstation i det nordlige Tyskland, hvor energiudbyttet i form af foder (NEL) blev opgjort per investeret MJ fossil energi (figur 8). I forsøget blev sammenlignet kløvergræs høstet ved hhv. udelukkende afgræsning, 1 slæt + afgræsning, 2 slæt + afgræsning og udelukkende ved slæt. Som det ses, fås det

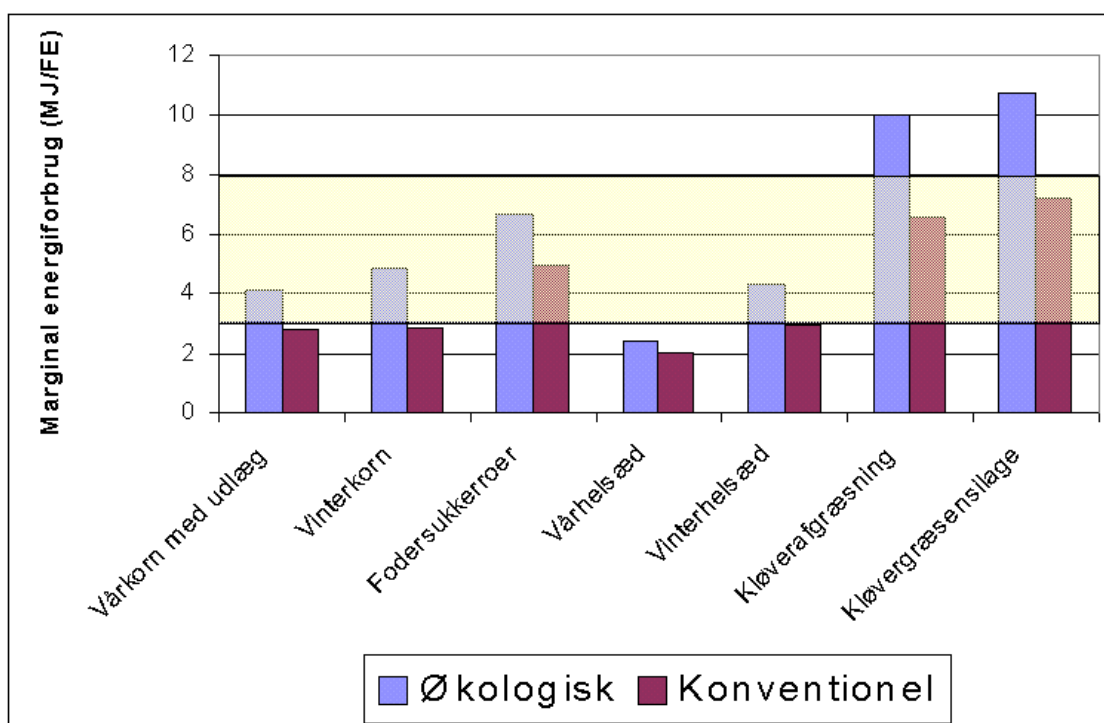
højeste energioutput per input ved afgræsning, og jo flere slæt des mindre energioutput per energiinput. Endvidere er output/input ratioerne ved 0 kg tildelt handelsgødning-N (svarende til et økologisk system) sammenlignet med forskellige tildelinger af mineralsk handelsgødningskvælstof (N). Som det ses, fandtes den højeste output/input ratio i det økologiske system, og for alle høstmetoder falder det marginale energiudbytte (per høstet energienhed ved tildeling af et kg ekstra N) med den totale, tildelte N-mængde.



Figur 2.8 Forsøg vedrørende høst af kløvergræs på Karkendam forsøgsstation i det nordlige Tyskland. Energiudbyttet i form af foder (NEL) er opgjort per investeret MJ fossil energi. I forsøget blev sammenlignet kløvergræs høstet ved hhv. udelukkende afgræsning, 1 slæt + afgræsning (CG 1), 2 slæt + afgræsning (CG 2) og udelukkende ved slæt, og gødsket med forskellige tildelinger af mineralsk kvælstof (Mineral N). Output/input ration ved 0 kg N/ha svarer til økologisk dyrkning og normen for konventionel dyrkning svarer til ca. 240 kg N/ha (Dalgaard et al. 2002c)

Det andet eksempel vedrører det marginale energiforbrug per energiudbytte ved markvanding (figur 9). Ifølge de viste opgørelser er det marginale energiforbrug til én ekstra foderenhed, opnået ved vanding, for korn og helsød typisk lavere end den tilsvarende energiomkostning for indkøbt kraftfoder. I så tilfælde vil et yderligere forøget energiforbrug til vanding antagelig være en energimæssigt set god investering, hvis den derved opnåede eks-

tra foderproduktion kan erstatte indkøbt foder. Derimod viser opgørelserne, at energiomkostningen ved vanding af græs typisk er højere end energiomkostningen ved at importere foder. Dvs. der ville kunne spares energi ved at spare på vandingen af græsmarker og i stedet importere mere foder. Alternativt kan der gennemføres tiltag til at øge vandingseffektiviteten, hvilket vil mindske energiforbruget til vandingen.



Figur 2.9 Eksempel på marginalt energiforbrug til én ekstra foderenhed (FE) opnået ved vanding af syv forskellige afgrødetyper, vist med søjler for hhv. økologisk og konventionel produktion på typiske kvægbedrifter. Disse marginale energiomkostninger er sammenlignet med den alternative energiomkostning ved import af én ekstra FE foder, illustreret med det matte bælte, idet energiomkostningen til forskellige typer af importeret foder ligger mellem 3 og 8 MJ/FE (Dalgaard et al. 2002a efter Refsgaard et al. 1998)

2.4 Mulige energibesparelser ved teknologiskift eller ændret drift

Planteavl

Det direkte energiforbrug ved planteavl vedrører specielt traktorkørsel. I dansk landbrug anvendes ca. 320 mio. liter diesellole årligt. Det har ikke været muligt, at finde opgørelser, hvor totalforbruget er specificeret for konventionel/økologisk dyrkning. Det vurderes, jf. de forgående afsnit, at forbruget under økologisk drift ligger på niveau med eller lidt over det konventionelle, afhængig af indsatsen med mekanisk ukrudtsbekæmpelse samt udbringning af organisk gødning.

Der kan opnås en generel besparelse på 10-20% ved at være opmærksom på en hensigtsmæssig anvendelse af og kørsel med traktoren. Det er vigtigt, at der er harmoni mellem traktor og redskab. Traktoren giver i sig selv en betydelig rullemodstand. Hvis traktoren er for tung i forhold til redskabet, vil det give anledning til tab. Ønskes en energimæssig fornuftig drift er det vigtigt at kende traktormotorens momentkurve, som angiver drejningsmomentet som funktion af motoromdrejningstal og –belastning. De fleste traktorer har det laveste dieselforbrug målt per hk. ved en belastning på ca. 70%. Set i forhold til 100% udnyttelse af motoren vil der i mange tilfælde være tale om en besparelse på min. 20% af energiforbruget. Ved en forholdsvis lav udnyttelse af traktoreffekten vil der ligeledes forekomme et stort relativt energiforbrug. Specielt i økologisk jordbrug er det vigtigt at være opmærksom på jordens fugtindhold ved kørsel, idet kørsel på fugtig jord dels bevirker et øget energiforbrug pga. en øget nedsynkning og øget hjulslip, dels bevirker en skadelig komprimering af jorden. Jordpakning i forbindelse med pløjning kan mindske nedsynkningen og hjulslippet for de efterfølgende markoperationer. Disse forhold er de

væsentligste ud af en række anbefalinger, som fremgår af Guul-Simonsen et. al. (1999).

I planteavl er den primære jordbearbejdning den mest energikrævende proces. Herunder udgør energiforbruget til pløjning alene ca. 25% af det samlede energiforbrug. Som tommelfingerregel stiger energiforbruget med kvadratet på hastigheden, hvorfor det må anbefales at holde pløjehastigheden på et rimeligt niveau, f.eks. 7 km/t. Forsøg har vist (Guul-Simonsen et. al., 2002), at en reduktion i pløjedybden fra ca. 22 cm til ca. 18 cm giver en energibesparelse på ca. 30%. Herudover gælder det om at anvende en korrekt plovindstilling, gerne brede plovlegemer, 16" eller mere.

Korntørring

Energiforbruget til korntørring varierer meget fra år til år afhængig af vækstsæsonen og specielt vejrforholdene omkring høst. Desuden er selve tørringssystemet af stor betydning.

I rene kornafgrøder uden udlæg eller ukrudt opnås normalt det laveste vandindhold i den høstede afgrøde. Generelt er der derfor risiko for større tørringsbehov i økologisk jordbrug end i konventionelt jordbrug, da der ofte er større ukrudtstryk, ligesom brug af efterafgrøder og kløvergræsudlæg er mere udbredt.

På gårde anvendes for det meste gennemløbstørrerier og/eller lagertørringsanlæg. I gennemløbstørrerierne sker der en kontinuerlig tørring af kornet i tynde lag i takt med, at kornet passerer gennem anlægget. Nedtørringsgraden styres ved regulering af tørrelufttemperaturen og udmadningshastigheden. Styringen af anlæggene sker normalt via en automatisk styreenhed. Anlæggene kan være stationære eller mobile.

Energiforbruget ved gennemløbstørring afhænger bl.a. af anlæggets udformning og tørretemperaturer. Ved veldimensionerede anlæg kan der regnes med et energiforbrug på ca. 5 MJ per kg fordampet vand. Ved en nedtørring af 1 hkg korn med 4 procentenheder skal der fordampes ca. 5 kg vand og energiforbruget vil således være 25 MJ per hkg. Dette svarer til 7 kWh i el eller energiindholdet i 0,7 liter olie.

Ved gennemløbstørring anvendes 80-90% af energien til opvarmning af tørreluft, mens de resterende 10-20% er til drift af blæsere og andet mekanisk udstyr. Varmekilden vil normalt være et gasfyret røggasanlæg, en oliefyret røggaskalorifere eller en varmtvandskalorifere. Tilsluttes anlægget en varmtvandskalorifere, vil der være mulighed for at anvende halm eller andre biobrændsler til opvarmning af tørreluft.

Lagertørringsanlæg er anlæg, hvor tørring og lagring sker i samme silo. Tørring i denne type anlæg stiller store krav til styring for at opnå den samme nedtørring i top og bund af siloen. Mangelfuld styring vil resultere i uens tørring, og ofte ses et højt vandindhold i det øverste kornlag, hvilket kan medføre vækst af svampe med forringet kvalitet til følge. U hensigtsmæssig eller mangelfuld styring af tørreprocessen, herunder opvarmning af tørreluft, vil også i nogle tilfælde give anledning til "overtørring" i bunden af siloen, dvs. tørring med for stort energiforbrug.

Ved lagertørringsanlæggene anvendes normalt ikke opvarmet udeluft. De fleste anlæg er dog opbygget således, at der i perioder, hvor udeluft er for fugtig til at kunne anvendes i tørreprocessen, kan foretages en svag opvarmning på indtil 5°C. Ved denne type anlæg er der stor variation i energiforbruget, dels på grund af vejrforholdene i driftsperioden, men også på grund af den måde anlæggene anvendes. Der er store muligheder for besparelser

ved en energirigtig styring af blæserdrift og varmetilsætning. I praksis varierer energiforbruget ved nedtørring af korn fra ca. 2 MJ til ca. 6 MJ per kg fordampet vand ved tørring af korn med 18% vandindhold til et slutvandindhold på ca. 15%. For at opnå energirigtig drift og dermed besparelser, vil det i praksis være nødvendigt at anvende automatiske blæsestyringer, der på grundlag af måling af temperatur og relativ fugtighed i udeluft og tørreluft styrer start og stop af blæser samt eventuel varmetilsætning.

Ud fra en teoretisk viden om tørringsprincipperne kan modeller for tørringsforløbet i et lagertørringsanlæg vise energiforbrug og tørringsforløb for forskellige tørringsstrategier under forskellige vejrmæssige driftsbetingelser.

Beregninger viser at:

- Tørring af kornet bør iværksættes hurtigst muligt, da de vejrmæssige betingelser (temperatur og relativ fugtighed) senere på året gør det væsentligt dyrere (op til 100 %) at tørre kornet senere på året
- Hygrostatstyring af opvarmningen af tørreluft kan give besparelser op til 30-40 %, men kun i tørre perioder, dvs. primært i juli-september
- Hygrostatstyring kan medvirke til at reducere "overtørring", dvs. resultere i indirekte besparelser, som er højere end de ovennævnte 30-40 %. Denne besparelse er dog kun relevant, hvis kornet skal sælges
- Tørring uden varmetilsætning, dvs. med en hygrostatstyret blæser, giver minimale tørreomkostninger, men tørretiden er uforholdsmæssig lang, og metodens anvendelighed er derfor begrænset (Kristensen et al. 2003).

Systembetragtninger

På baggrund af de viste resultater af energiforbrugsopgørelser kan der drages en række konklusioner om, hvilke driftssystemer, der generelt leder til lavere energiforbrug og mere energieffektive, økologiske produktionssystemer.

Generelt kan energiforbruget i økologiske produktionssystemer mindskes ved at:

- Vælge afgrøder med lavt energiforbrug – dette gælder specielt flerårige afgrøder, hvor energi-omkostningen til etablering med pløjning og såning etc. er lavt, fordi det fordeles over flere år. Afgræssede afgrøder har lavt energiforbrug til høst og håndtering af afgrøden, ligesom en stor del af husdyrgødningen her bliver udbragt uden fossil energiomkostning. Specielt kløvergræs har et lavt energiforbrug, idet N kan fikseres fra luften og gødskning dermed kan mindskes.
- Øge produktionen af eget foder på bekostning af foderimport, idet energiomkostningen til importeret foder generelt er høj. En undtagelse kan være på intensivt vandede bedrifter (se nedenfor).
- Mindske dieselforbruget - fx ved overgang fra fast husdyrgødning til gyllesystemer, udvidet brug af afgræsning frem for slæt, minimering af transportafstande, og muligvis ved let reduceret jordbearbejdning, hvilket dog er vanskeligt i økologisk jordbrug.
- Udnytte biafgrøder såsom efterslæt og halm, idet der ikke er nogen energiomkostning forbundet med etableringen af disse.
- Undgå brug af græspiller i foderplanen, idet græspiller er meget energiomkostningstunge at producere.

- Flytte markvanding til afgrøder med det største marginale udbytte og/eller øge vandingseffektiviteten og evt. mindske markvandingen af græs og importere mere foder.
- Indføre staldsystemer bygget med materialer med et lavt energiindhold, udstyret med naturlig ventilation og med mindre forbrug af strøelse.
- Optimere hele produktionssystemet så der opnås større udbytter per forbrugt energienhed. Endvidere kan der evt. anvendes varmegenvinding fra stalde, eller der kan produceres bioenergi, som kan opveje en del af landbrugets energiforbrug. Det sidste emne vil blive berørt nærmere i de kommende kapitler.

2.5 Videnbehov og kritiske forudsætninger ved beregningerne

I de ovenstående afsnit er givet en status for viden omkring energianalyser i økologiske produktionssystemer. I dette afsnit diskuteres hvilke nye videnbehov der er for at kunne kvantificere energibalancen i fremtidens økologiske produktionssystemer, og dermed bidrage til beslutningsgrundlaget for hvorledes energiforbruget kan mindskes og energieffektiviteten forbedres.

Kritiske forudsætninger

Et af de vigtigste behov for fremtidig forskning er belysning af de kritiske forudsætninger, der ligger bag opgørelser af energiinput og -output i økologiske produktionssystemer.

Et vigtigt punkt er i den forbindelse konsekvensvurderinger af systemafgrænsningen. Der kan drages forskellige konklusioner alt afhængig af, om energieffektiviteten som her

måles ved gårdens ydre grænse, eller ved en egentlig livscyklusanalyse opgøres for hele kæden fra jord til bord – inklusive alle omkostninger til transport og distribution.

Et andet vigtigt punkt er følsomhedsanalyser af de forudsætninger, der ligger bag opgørelserne. Hvad betyder det fx for det totale billede af energiforbruget i økologisk jordbrug, hvis der foretages dobbelt så mange ukrudtskravninger som antaget i nærværende beregninger? Hvad betyder det, hvis man gennem nye bygnings- og maskintyper kunne mindske det indirekte energiforbrug til disse poster væsentligt? Hvad betyder det, at bedrifterne, markerne og transportafstandene bliver større?

En tredje kritisk forudsætning er opgørelsen af indirekte energiforbrug i forbindelse med brug af husdyrgødning. Skal hele energiforbruget ved produktionen af husdyrgødning tilskrives stalden og husdyrprodukterne, sådan som det er tilfældet i nærværende opgørelser, eller skal en del tilskrives planteprodukterne? Hvis husdyrgødning importeres fra konventionelle brug, kan disse jo netto indkøbe mere handelsgødning - bør husdyrgødningen dermed tilskrives energiværdien i den tilsvarende handelsgødning? I så fald er der behov for løbende at revidere normen for indirekte energiforbrug ved forbrug af handelsgødning, idet der løbende sker en ikke ubetydelig energimæssig effektivisering i gødningsindustrien, således at normen for energi i fx handelsgødnings-N vil blive lavere end den i tabel 2.3 angivne norm på 50 MJ/kg N. I det hele taget vil der, efterhånden som produktionsmetoderne udvikler sig, være behov for hele tiden at evaluere og opdatere de normer, der ligger bag energiforbrugsberegningerne (se tabel 2.2-2.4). Desuden kan der være behov for at videreudvikle beregningsmodellerne, så de i sammenhæng med hele produktionssystemet også tager hensyn til fx energiforbrug til øget

transport og differentieret energiforbrug afhængig af markstørrelser, maskintyper, jordtyper etc. Beregningsmodellen DRIFT (www.landscentret.dk), sigter mod at kvantificere disse sammenhænge, som med fordel kunne indbygges i en systemanalyse.

Endelig er den i litteraturen hentede norm for energiforbrug på 9,5 MJ/kWh produceret el en væsentlig kritisk forudsætning (se afsnit 2.2). Normen svarer ganske vist til brændselsforbruget på fx ELSAMs værker, som i 1995 var på ca. 9-10 MJ/kWh el produceret. Imidlertid anvendes en betydelig del af spildvarmen fra fx ELSAMs kraftvarmeværker, og det reelle energiforbrug er derfor måske 5 MJ/(kWh el+varme) – afhængig af hvor meget af varmen der reelt udnyttes efter, at der har været spild ved distributionen af denne osv. Dertil skal tillægges et spild i elledningsnettet på måske 5-10% og en ikke ubetydelig, indirekte energiomkostning til udlægning og opretholdelse af dette ledningsnet. Desuden kan det ankes, at betydelige mængder el i dag produceres som vedvarende energi; men ved antagelse om at en sparet eller ekstra produceret el-enhed, marginalt set erstatter en el-enhed produceret på et fossilt fyret kraftværk, er det rimeligt at anvende nøgletallet herfra. I denne vidensyntese er således valgt fortsat at regne med den hidtil anvendte norm på 9,5 MJ/kWh el.

Behov for ny viden

Der er behov for ny viden på en række felter, som nærmere uddybes i de kommende kapitler:

- Analyser af i hvilke produktionsgrene og på hvilke arealtyper, der er det største potentiale for at reducere energiforbruget i økologisk jordbrug og/eller forøge energiproduktionen. I den forbindelse er der behov for:

- At videreudvikle scenarieværktøjer, som kan belyse potentialet i forskellige kombinerede fødevarer- og energisystemer (CFE-systemer).
- At gennemføre følsomhedsanalyser af ændringer i kritiske faktorer og marginale ændringer i indsatsfaktorforbrug.
- At konsekvensvurdere potentialet ved alternative produktionssystemer og produktionsmåder.
- Helhedsbetragtninger, som sætter energi-analyserne i sammenhæng med hhv. lokale og samfundsmæssige konsekvenser for økonomi, natur, landskab og miljø. Fx er der behov for:
- Kombinerede energimæssige og økonomiske analyser, således at omkostningseffektiviteter kan opgøres, og effekten af energimæssige tiltag kan beregnes per krone.
- Integrering af energiopgørelser med eksisterende driftsmodeller, således at ændret energieffektivitet kan sættes i relation til fx
 - ændringer i kulstof i jord, næringsstoffab, udledning af drivhusgasser, arbejdstidsforbrug mv.
 - At undersøge mulighederne for større lokal selvforsyning med energi.
 - Mulighederne for regulering og regeldannelse, som sikrer at økologisk produktion bidrager til et reduceret fossilt energiforbrug. Herunder er der behov for:
 - At videreudvikle metoder til energideklaring af økologiske produkter – såvel food- som non-food.
 - At vurdere konsekvenserne af reguleringen, fx ved hjælp af de ovennævnte metoder til scenariestudier og helhedsbetragtninger.
 - At vurdere økologisk landbrugs specielle muligheder for at bidrage til EU's målsætning om, at en langt større del af energien i fremtiden skal stamme fra vedvarende energi.

2.6 Litteratur

- Anonym. 2002. Hjemmeside for forskningsprojektet "Livscyklusvurdering af basislevnedsmidler". <http://www.lcafood.dk/>.
- Bichel udvalget. 1999. Rapport fra den tværfaglige økologigruppe. Miljøstyrelsen, København.
- Dalgaard, T., Halberg, N. og Fenger, J. 2000. Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser. FØJO rapport nr. 5. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, Foulum.
- Dalgaard, T., Dalgaard, R.L. og Nielsen, A.H. 2002a. Energiforbrug på økologiske og konventionelle landbrug. Grøn Viden Markbrug nr. 260. Juli. 8 pp.
- Dalgaard, T., Halberg, N. and Fenger, J. 2002b. Can organic farming help to reduce national energy consumption and emissions of greenhouse gasses in Denmark? In: EC van Lerland and AO Lan-sink (eds.) Economics of sustainable energy in agriculture. Economy and Environment vol. 24. p. 191-204. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. ISBN 1-4020-0785-X.

- Dalgaard, T., Kelm, M., Wachendorf, M., Taube, F. and Dalgaard, R. 2002c. Energy balance comparison of organic and conventional farming. In: *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*. pp. 127-138. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) and CABI publishing, Wallingford, UK. 406 p. ISBN 0-85199-740-6. <http://www1.oecd.org/publications/e-book/5103071E.PDF>.
- Dalgaard, T., Halberg, N. & Porter, J.R. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87(1) 51-65.
- Guul-Simonsen, F., Nielsen, V., Madsen, N.P. 1999. Brændstofbesparelser ved traktorkørsel. DJF – Grøn viden, markbrug nr. 204.
- Guul-Simonsen, F., Heide Jørgensen, M., have, H.. & Håkansson, I. 2002. Studies of Plough Design and ploughing relevant to Conditions in Northern Europe. Review Article, *Acta Agric. Scand, sect B. Soil and Plant Sci.* 52: 57-77.
- Halberg, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agric. Ecosys. Environ.* 76, 17-30.
- Halberg, N., Kristensen, I.S. 1997. Expected crop yield loss when converting to organic dairy farming in Denmark. *Biol Agric Hort* 14:25-41.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1997. *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual*. Houghton, J.T., et al. (eds.). Vol. 3. IPCC Technical Support Unit, London.
- Kristensen, E.F. & Grundtoft S. 2003 Tørring af korn I lagertørringsanlæg. DJF GrønViden om Markbrug No. 282.
- Lerland, E.C. van and Lansink AO. 2002. *Economics of sustainable energy in agriculture. Economy and Environment* vol. 24. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. ISBN 1-4020-0785-X.
- Refsgaard, K., Halberg, N., Kristensen, E.S. 1998. Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agric. Systems* 57(4) 599-630.
- Schroll, H. 1994. Energy flow and agrological sustainability in Danish Agriculture. *Agriculture, Eco-systems and Environment* 51:301-310.

3 Biogasanlæg – fermentering af husdyrgødning og energiafgrøder

*Henrik B. Møller og Sven G. Sommer, Afdeling for Jordbrugsteknik, Danmarks JordbrugsForskning
Jens Bo Holm Nielsen, Aalborg Universitet - Esbjerg*

3.1 Sammendrag

Organisk stof i husdyrgødning, energiafgrøder og affaldsprodukter kan omsættes og frigøres til energiproduktion ved anaerob omsætning (forgæring, biogasproduktion) og ved forbrænding. Forbrænding af organisk materiale giver en større energiudnyttelse af det organiske materiale end en forgæring, fordi forbrændingen er fuldstændig og forgæringen ufuldstændig. Forgæringsprocessen har imidlertid en række fordele, som er medvirkende til, at biogasproduktion kan være en særligt interessant teknologi for økologisk jordbrug. Forbrænding er kun en realistisk mulighed for biomasse med højt tørstofindhold, og afbrænding af husdyrgødning og grovfoderafgrøder er kun mulig med en ringe energiudnyttelse og stort tab af kvælstof, mens disse biomasser er meget anvendelige til energiproduktion i biogasanlæg. Anaerob omsætning af husdyrgødning er en velkendt teknologi, der ud over en betydelig energigevinst giver en række sidegevinster i form af reduceret drivhusgasemission, forbedret gødningsudnyttelse og reducerede lugtgener. Anaerob omsætning af grovfoderafgrøder giver et stort energioverskud og muliggør dyrkning af kvælstoffikserende afgrøder til energiformål, hvorved der høstes fikseret kvælstof, der kan komme andre afgrøder til gavn, hvilket er af særlig stor betydning ved økologisk planteavl. Omsætning af kløvergræs giver samtidig mulighed for produktion af et højværdigt proteinfoder. Biogas kan anvendes til traktordrift, men det

kræver en opgradering og komprimering, som er forholdsvis dyr.

3.2 Indledning

Traditionelt har landbruget selv produceret en stor del af den energi, der har været brug for i produktionen. Før traktorens indpas blev 10% (beregnet på baggrund af information fra Juncker, 1919) af en gårds arealtilliggende anvendt til foderproduktion til heste, der bidrog med trækraft til markredskaber og til transport. Heste er selvfølgelig historie, men eksemplet viser, at der er en lang tradition for at dyrke afgrøder med henblik på at skaffe energi.

I økologisk jordbrug ønsker man at videreføre denne praksis, idet det er en målsætning, at økologisk jordbrug skal baseres mest muligt på lokale og fornyelige ressourcer (Strukturdirektoratet, 1999) samt være selv bærende og undgå alle former for forurening.

Planter omsætter solenergi til organiske forbindelser med et højt indhold af energi, der kan omsættes til metan ved en anaerob omsætning eller frigøres ved en forbrænding (oxidation). Forbrænding af organisk materiale giver en større energiudnyttelse af det organiske materiale end en forgæring, fordi forbrændingen er fuldstændig og forgæringen ufuldstændig. Forgæringsprocessen har imidlertid følgende fordele i forhold til forbræn-

ding, som er medvirkende til, at biogasproduktion kan være en særligt interessant teknologi for økologisk jordbrug:

- Omsætning af metan fra anaerob omsætning, muliggør såvel varme som elproduktion på mindre decentrale anlæg, medens elproduktion ved oxidation kræver transport til store centrale anlæg.
- Et højt vandindhold i afgrøden reducerer nettoenergiproduktionen ved forbrænding, derfor er afgødetyper med >60% vand, svarende til grovfoderafgrøder, uegnede til forbrænding uden en fortørring, men velegnede til biogasproduktion.
- Ved forbrændingen af afgrøden går kvælstof tabt, der kan dannes skadelige NOX emissioner, fosfor bliver mindre tilgængeligt, og det er nødvendigt at erstatte næringsstofferne bl.a. ved kvælstoffiksering (Kuikman et al. 2002).
- De tungtomsættelige kulstofforbindelser i biomassen omsættes ikke ved forgæring i biogasanlæg og tilbageføres med den afgassede gylle til jorden, hvor de vil bidrage til at opretholde jordens frugtbarhed.
- Et- til treårige kvælstoffikserende afgrøder, som kløvergræs, er velegnede til anaerob omsætning og kan sikre kvælstof forsyningen for økologiske planteavlere.

Ved fermentering af omsætteligt organisk materiale i biogasanlæg produceres metan, der kan benyttes til el og varmeproduktion eller som drivmiddel i traktorer. I eksisterende biogasanlæg er det især gylle og organiske affaldsprodukter fra fødevareindustrien, der anvendes som energikilde. Gylle består af meget omsat plantemateriale samt lidt strøelse og har som følge heraf et ringe energiindhold, derfor tilsættes energirigt affald.

I stedet for at benytte gylle kunne man anvende let omsætteligt og energirigt græs, kløvergræs eller lignende til biogasproduktionen (Jørgensen og Hannibal, 1997). Det omsatte plantemateriale vil kunne forarbejdes og derpå anvendes som foder (se afsnit 3.4) eller som gødningsmiddel. Forudsætningen for produktion af proteinrige fodermidler er, at biogasanlægget producerer biogas ved omsætning af gylle.

Foruden energigevinsten har omsætning af gylle i biogasanlæg en række positive sideeffekter. Omsætning af husdyrgødning i biogasanlæg vil bidrage til at reducere den direkte udledning af drivhusgasserne metan og lattergas fra gylle. Den lange opholdstid i biogasanlæg ved høje temperaturer kan også bidrage til at reducere risikoen for spredning af smitte (Matens et al. 1998). Endvidere reducerer afgangning af gylle og afgrøder ikke biomassens gødningsværdi, snarere tværtimod.

Biomassens energiindhold kan frigøres ved hhv. en anaerob omsætning (biogasproduktion), en aerob omsætning (kompostering) eller ved en oxidation (forbrænding). Frigørelsen af energi ved anaerob omsætning og ved oxidation kan udnyttes til produktion af varme, el og motorbrændstof, medens aerob omsætning (kompostering) kun i begrænset omfang muliggør en energiudnyttelse. Produktion af el fra metan produceret ved anaerob omsætning er velkendt teknologi på mindre anlæg knyttet til gårde, medens elproduktion ved oxidation kun er mulig på større centrale kraftværker.

Det fremgår af tabel 3.1, at bruttoenergiindholdet i biomasse er 15,3-19,4 MJ/kg TS (TS = Tørstofindholdet i biomassen). Variationen skyldes primært forskelle i askeindholdet, som er større i husdyrgødning end i afgrøder. Anaerob omsætning frigør 50-80% af biomassens energiindhold i form af metan, medens forbrænding frigør hele energiindholdet, og alt

andet lige vil forbrændingen derfor kunne give en større energiproduktion. Det er imidlertid vanskeligt at forbrænde biomasse med højt vandindhold, som gylle og græs, og for disse typer biomasse vil anaerob omsætning være mest fordelagtig. Anaerob omsætning af halm og elefantgræs giver en væsentlig mindre ener-

giproduktion (ca. 50%) end forbrænding og kan kun omsættes ved udrådning sammen med husdyrgødning. Til gengæld vil metanproduktion give bedre mulighed for produktion af el og motorbrændstof, ligesom kvælstof og uomsat kulstof i den afgassede biomasse bidrager til jordens frugtbarhed.

Tabel 3.1 Energiforhold ved henholdsvis anaerob omsætning og oxidation af forskellige biomassetyper. Ved beregning af nettoenergi er virkningsgrad og procesenergiforbrug ikke indregnet

Biomasse	Tørstofindhold	OS/TS ⁴ forhold	Bruttoenergi	Netto energi	
				Anaerob omsætning	Oxidation (forbrænding)
	%	%	MJ/kg TS	MJ/kg TS	
Svinegylle ¹	6	80	16,31	9,8	Ikke mulig
Kvæggylle ¹	10	80	15,3	7,6	Ikke mulig
Kløvergræs ²	20	90	18,3	14,6	Ikke mulig
Halm ¹	90	90	19,1	9,6	17,2
Elefantgræs	85	90	19,4	9,7 ³	17,5

¹ Møller m.fl. (2003)

² Kløvergræs (sammensætning af OS): råprotein 21%, råfedt 3%, kulhydrat: 66% (Andersen & Just, 1983) Bruttoenergiindholdet for henholdsvis protein, råfedt og kulhydrat er anslået til 21,3, 37,7 og 17,2 MJ/kg.

³ Beregnet ved forudsætning om en omsættelighed på niveau med halm, hvilket vil kræve kraftig neddeling.

⁴ OS er gyllens indhold af organisk stof (askefrit tørstof), og TS er gyllens indhold af tørstof.

Generelle internationale erfaringer med biogas

I Sverige har udgangspunktet været kommunernes rensningsanlæg, og jordbrugerhvervene har ikke været særligt stærkt repræsenteret i drift og ledelse af anlæggene. Det har primært været anlæg til omsætning af kommunalt slam og kildesorteret husholdningsaffald. Genanvendelsen af den afgassede gylle har ikke altid vundet gehør i jordbruget.

I Tyskland har udgangspunktet for udvikling af biogas været en grøn bondebewægelse, der er opstået nedefra, som en NGO organisati-

on. Derfor har udgangspunktet for biogastechnologiudviklingen også haft sin oprindelse i biodynamiske og økologiske kredse, (Michael Köttner, IBBK), hvor man helt fra begyndelsen så nødvendigheden af at dække gårdens eget energibehov og recirkulere gårdens og det omkring liggende samfunds næringsstofferressourcer. Der er p.t. etableret 1800 gårdbiogasanlæg i Tyskland. En ny skole har set sin begyndelse i Tyskland, hvor man i fremtiden vil producere grøn strøm og varme på græs. Friskt græs, græsensilage, majsensilage

og andre friske og ensilerede afgrøder samt foderbiprodukter er ved, over en bred front, at finde vej til biogassektoren i Tyskland/Østrig. (Walter Graf, 1999 & www.graskraft.de) Der er sket en stor forbedring af anlægsteknologien de seneste 5 år, fra meget selvbyggerorienteret til bedre planlagte og konstruerede anlægstyper fra et stigende antal konkurrerende biogasleverandørfirmaer. Den østrigske biogasudvikling ligner til dels den tyske.

I Danmark har udgangspunktet været STUB biogasprogrammet i 80'erne og private tanker og ideer forud for det. Efter vandmiljøhandlingsplan I så det tværministerielle biogasprogram dagens lys i 1987. Derefter blev det sat i system at udvikle konceptet for biogasfællesanlæg til en teknologi- og managementudvikling af større fællesanlæg til håndtering af husdyrgødning og organisk industriaffald. Der er gennem årene udviklet et relativt stærkt koncept, hvor der har været transparente forhold vedrørende driftsøkonomiske og teknologiske forhold, som alle i sektoren har kunnet tage ved lære af. Dette dokumentationsmateriale er ret unikt for det danske biogasprogram. Nye gårdbiogasanlæg har også hurtigt kunnet implementere denne viden.

I Belgien, Schweiz, Frankrig og Italien har idegrundlaget ikke været rettet mod husdyrgødningsbaserede anlæg, men mere mod rent industrielle biogasanlæg eller mod rene husholdnings-, have- og parkaffaldsanlæg, hvor slutproduktet derpå er blevet anvendt som kompostprodukt i gartneri- samt i have- og parkområdet.

I England og Irland er biogasudviklingen gået meget trægt, men nu er der kommet en konsistent udvikling og udbygning i gang med afsæt i økonomiske rammevilkår og politiske handlingsplaner.

I Østeuropa blev der for 20-40 år siden konstrueret mange, men teknologisk meget dårlige anlæg. Et interessant land er Rumænien, der, inspireret af Kina, har haft en meget stærk biogastradition under Ceausescu regimet. Den teoretiske viden og interesse eksisterer fortsat.

Det er ret karakteristisk, at biogasteknologiområdet har haft meget forskellige udspring, og en del steder er meget centreret om det rent teknologiske. At have den organisk baserede gødnings- og næringsstofrecirkuleringen i centrum, altså primært jordbrugets forhold, har ikke stået så stærkt de fleste steder.

En vigtig EU-lovgivning, der vil understøtte en solid og sikker biogasteknologi i Europa er bl.a.:

Europaparlamentets og Rådets forordning nr. 1774/2002 af 3. oktober 2002, - *om sundhedsbestemmelser for animalske biprodukter, som ikke er bestemt til konsum*. Ligeledes EU's "White Paper" om RES fra DG TREN, der stipulerer en udbygning med vedvarende energi fra 6% dækning af EU-15-landene år 2000 til 12% dækning i år 2010.

3.3 Biogasproduktion

Processen

Første fase i produktionen af metan (CH₄) er hydrolysen af uopløselige biopolymerer (fedt, protein, cellulose, lignin) under iltfrie forhold. Biopolymererne nedbrydes til opløselige kulhydrater, langkædede fedtsyrer, aminosyrer og glycerol (Barlaz et al., 1990, Vavilin et al., 1998) med en hastighed som både afhænger af den enkelte forbindelse og det fysisk-kemiske miljø (temperatur, pH mv.).

Ved anaerob omsætning af materialer, som har et højt indhold af cellulose og lignin, er hydrolysen det hastighedsbegrænsende led for

metanproduktionen. Årsagen er, at lignin binder sig til holocellulose i en tredimensional matrix (lignocellulose), hvor lignin beskytter cellulosen mod kontakt med de hydrolytiske enzymer (Tong et al., 1990). Biomasse med et højt indhold af lignocellulose kan derfor have et højt teoretisk biogasproduktionspotentiale; men anvendes biomassen uforarbejdet til biogasproduktion, vil det kræve en meget lang opholdstid (flere hundrede dage) at få en acceptabel energiproduktion. En konsekvens af en lang opholdstid er, at biogasreaktoren skal være stor, og produktionen vil derfor blive bekostelig.

De opløste nedbrydningsprodukter fra hydrolysen optages dernæst af forgærende bakterier og omsættes til flygtige fede syrer (VFA), alkoholer, brint og CO₂ (Patni og Jui, 1985). Metan dannes ud fra forgæringsprodukterne af en lille gruppe stærkt specialiserede bakterier, der kun kan fungere under anaerobe (strengt iltfrie) forhold. Sådanne forhold finder man i gylle og i biomasse, der fermenteres i biogasanlæg, hvor metanproduktionen er et mål for processen. Samme betingelser findes også i gyllekanaler og i gyllelagre, hvor metanudsendelse bidrager til et øget indhold af drivhusgasser i atmosfæren. De hydrolytiske og forgærende bakterier har tilsammen et komplekst stofskifte, der gør metandannelsen afhængig af især partialtrykket for brint (P_{H2}). Ved lavt P_{H2} produceres overvejende brint og eddikesyre, som er hovedsubstraterne for metanbakterierne, mens der ved højt P_{H2} fortrinsvis dannes reducerede forbindelser som propionsyre, smørsyre og ethanol (McInerney et al., 1981). En stabil og afbalanceret proces, som bl.a. kan opretholde et lavt partialtryk for

brint, er derfor en forudsætning for en effektiv metanproduktion i et biogasanlæg.

Metanproduktionen er stærkt temperaturafhængig, og den er eksponentielt stigende med stigende temperatur ved temperaturer under 30°C (Psychrophilic; Cullimore et al., 1985). For at sikre at metanproduktionsraten er høj, bliver gyllen opvarmet til enten 30-40°C (Mesofilt) eller til 50-55°C (Thermofilt) i biogasreaktorer, men i princippet kan bakteriekulturer, der er tilpasset, fungere i hele temperaturintervallet 20-60°C. Årsagen til at temperaturen i nogle reaktorer er 30-40°C er, at man vil undgå ammoniakhæmning af processen. Er ammoniumindholdet højt, som i svinegylle, kan en sænkning af temperaturen reducere ammoniakkoncentrationen. Derfor har man traditionelt benyttet mesofile reaktorer til svinegylle; imidlertid har det vist sig, at processen kører fint på svinegylle ved 48°C.

Biogasanlæg

En økologisk gård med husdyrhold kan vælge at producere biogas på eget gårdbiogasanlæg, hvis husdyrproduktionen og gødningproduktionen er stor, eller gården kan være tilknyttet et biogASFællesanlæg (Jensen, 2002). På gården bør man søge at opbevare den ubehandlede gylle kortvarigt i gyllekanaler og fortank. Produceres biogassen på eget gårdbiogasanlæg, pumpes gyllen direkte fra fortanken til reaktoren. Fra gårde tilknyttet biogASFællesanlæg transporteres gyllen fra gårdens fortank til et lille mellemlager på biogasanlægget, hvorfra gyllen pumpes til reaktoren.



Figur 3.1 Billede af et biogafællesanlæg (foto Torben Skøtt)

På biogasanlægget (figur 3.1) bliver gyllen varmet op ved indløbet til reaktoren og bliver i reaktoren omrørt konstant. Forud for tilførsel af gylle til reaktoren tømmes denne for en tilsvarende mængde afgasset gylle. Opholdstiden for gyllen i reaktoren beregnes som den daglige tilførsel af gylle divideret med reaktorens volumen. Denne hydrauliske opholdstid er et gennemsnit af opholdstid af forskellige længde for forskellige portioner af gylle. Ved udløbet fra reaktoren kan gyllens temperatur sænkes ved varmeveksling, og varmen benyttes til opvarmning af tilført gylle.

På anlæg, hvor opholdstiden er blevet for lille, fordi man modtager mere biomasse end forventet på det tidspunkt, da anlægget blev dimensioneret, undlader man at varmeveksle den afgassede gylle og pumper den varme gylle til efterlager med gasopsamling. Efterlageret udgør så i princippet en billig udvidelse af reaktorkapaciteten. I disse efterlagre ud-

vindes 10-20% af den samlede gasproduktion, og den afgassede gyllens temperatur falder til niveauet for ubehandlet gylle. Den afgassede og efterbehandlede gylle kan enten blive opbevaret i lagertanke på biogasanlægget, i de centrale lagre tilhørende biogasanlægget, eller på ejendommene tilknyttet biogasanlægget.

For at producere den teoretisk mulige metanproduktion skal biomassen omsættes i flere måneder. Imidlertid aftager metanproduktionen eksponentielt med tiden og bliver lille efter få uger. Ved dimensionering af anlægget foretages derfor en afvejning af produktionsrate som funktion af opholdstiden på den ene side og på den anden side opholdstid. Opholdstiden for gyllen i biogasreaktorer varierer typisk mellem 14 og 20 dage, i mesofile reaktorer er opholdstiden længere end i thermofile. For at reducere opholdstiden og reducere størrelsen af reaktoren kører de fleste biogasanlæg ved thermofile eller nært thermofile temperaturer.

Den producerede metan opsamles og benyttes som brændstof i motorgeneratoranlæg (tabel 3.2). En del biogasanlæg har egen generator og sælger el til nettet, andre sælger gassen til decentrale naturgasfyrede fjernvarmeværker. Ved omsætning af biogas i elgeneratorer produceres både el og varme (maks. 40% el og 40-50% varme). Det er således vigtigt at kunne udnytte varmen for at få en god samlet udnyttelse af den producerede energi. Dette er imidlertid vanskeligt på kvægbedrifter, hvor der ikke er behov for staldvarme, og i sommermånederne må der derfor ofte bortkøles overskudsvarme fra gårdanlæg. På fælles biogasanlæg er der oftest afsætning af varme til et fjernvarmeforsyningsnet, der forsyner en by med varme, og derved er det muligt at afsætte overskudsvarmen hele året.

Der er andre anvendelser af procesvarmen end opvarmning af stalde og beboelse. I peri-

oder vil overskudsvarmen kunne benyttes til tørring af høstet kløvergræs. Varmen vil også kunne anvendes til opvarmning af væksthuse og derved bidrage til økologisk bæredygtig produktion af grønsager over hele året. Mulighederne for anvendelse af overskudsvarme til tørring af græs og korn i et tromletørningsanlæg på et økologisk biogasanlæg er vurderet i Give (Jensen, 2002). Ved tørring af hø, græs og opvarmning af korn opnås en højere foderværdi. Som det er nu, sker denne tørring primært ved fyring med olie eller gas, som belaster energiregnskabet for de økologiske landbrug. I Give-projektet er det på et overordnet niveau undersøgt, hvordan varmen fra motorgeneratoranlægget kan anvendes til tørring/opvarmning af foder i et tromletørreanlæg. Anlægget i Give er imidlertid aldrig blevet realiseret, og der foreligger således ingen praktiske erfaringer.

Tabel 3.2 Bruttoenergiproduktion ved afgasning af gylle fra 1 dyreenhed og fra slæt af 1 ha græs. Energiproduktionen er ikke fratrukket tab ved proces- og energiomsætning, som samlet er i størrelsesordenen 30%. Der er regnet med en elvirkningsgrad på 40%. En husstand forbruger 3-4000 kWh el og 20.000 kWh varme per år

	Metan	Bruttoenergiproduktion	
	m ³ enhed ⁻¹	El	Varme
Køer, 1 Dyreenhed	300	1.200	1.500
Slagtesvin (30-100 kg), 1 DE	275	1.100	1.375
Græs, 1 ha*	1.700	6.800	10.200

* 30 ton m. 18% TS. Ved græsproduktion forbruges 950 kWh til dyrkning

I de eksisterende biogasanlæg er det primært husdyrgødning i form af gylle, der anvendes, men i princippet kan alle husdyrgødningstyper anvendes. Ved anvendelse af dybstrøelse som den primære biomasse er der imidlertid en række håndteringsmæssige problemer i form af neddeling, homogenisering, omrøring mm. og den gangse biogasteknologi vil ikke umiddelbart kunne anvendes. I biogasfællesanlæg

vil en vis andel af biomassen dog umiddelbart kunne bestå af dybstrøelse, der tilsættes gyllen og derved gøres pumpbar. Enerkipotentialet på basis af dyreenheder kan være større i dybstrøelse end i gylle pga. af mere kulstof i form af halm, men der er dog en risiko for at en del af energipotentialet mistes ved komposteringsprocesser inden omsætningen i biogasanlægget.

Energipotentiale

I danske biogasanlæg er råstoffet gylle iblandet energirigt affald, hovedsagligt fra fødevarerindustrien. Det har vist sig, at koncentrationen af energiholdige forbindelser i gylle er lav, og af hensyn til økonomien tilsættes de fleste biogasanlæg derfor energiholdige affaldsprodukter for at sikre økonomien. Alternativer til gylle og affald som energikilde kunne være afgrøder, der høstes med henblik på produktion af energi, og som også vil kunne benyttes som gødningsmiddel eller evt. foder efter afgasning i biogasanlægget.

Energi og affaldsprodukter

De affaldsprodukter, der potentielt kan recirkuleres til økologisk jordbrug, vil kunne stamme fra husholdningsaffald, levnedsmiddelindustrien herunder slagterier og humane fækalier. Forudsætningen for, at husholdningsaffald og humane fækalier kan anvendes i økologisk jordbrug, er, at anvendelsen ikke strider mod de økologiske regler. Barriererne mod at indføre affaldsprodukterne i økologisk jordbrug er også, at de kan belaste jorden med patogener og uønskede stoffer som tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer, f.eks. medicinrester.

Ved kildesortering af husholdningsaffald kan risikoen for tungmetalforurening stort set elimineres og mængden af synlige urenheder begrænses. Der findes ligeledes sanitære systemer, hvor human fæces og urin separeres fra det øvrige spildevand eller fra hinanden ved kilden, så man undgår miljøfremmede

stoffer i fæces og urin, der derfor vil kunne anvendes i det økologiske jordbrug. Ved energifremstillingen på et biogasanlæg opnår man som en sidegevinst en kontrolleret hygiejniserende af affald/fækalier (Miljøstyrelsen, 1997, Lund et al., 1996) der efterfølgende vil være velegnet til genanvendelse i økologisk landbrug. Nye EU-direktiver fra 2002 kræver endvidere, at affaldsprodukter eller gødning indeholdende affaldsprodukter bliver pasteuriseret (70°C i en time, biproduktforordningen, http://www.europa.eu.int/eur-lex/da/dat/2002/l_273/l_27320021010da00010095.pdf).

Energi- og næringsstofpotentialerne fra forskellige kilder uden for landbrugets kredsløb er angivet i tabel 3.3. Det samlede energipotentiale fra de angivne kilder er 6 PJ. Det vil imidlertid næppe være realistisk at udnytte potentialerne fuldstændigt (Møller & Baadstorp, 1998), og en realistisk recirkuleringsgrad på længere sigt vil være 50-75% for husholdningsaffald og fækalier, medens en højere andel af industriaffaldet vil kunne anvendes. I dag bliver mere end 50% af industriaffaldet nyttiggjort i biogasfælesanlæg (Tafdrup, 2002).

Ved anvendelse af affald i biogasanlæg, recirkuleres der samtidig en stor mængde næringsstoffer. Humane fækalier og urin indeholder store mængder næringsstoffer. Især urindelen har et stort næringsstofindhold, som kan recirkuleres uden forudgående biogasbehandling, forudsat der er sket en urinseparation i husholdningerne.

Tabel 3.3 Energi- og næringsstofpotentiale i husholdningsaffald, humane fækalier og urin, samt industriaffald. PJ er 1015 Joule

	Mængde 1.000 ton	Energi PJ	Næringsstoffer		
			N	P 1.000 ton	K
Husholdningsaffald ¹	650	2,5	3,9	0,7	1,8
Fækalier+urin ²	2000	1	25	3,5	12,3
Affald fra fødevarerindustri ³	400	2,5	4	1	2,5
I alt	3050	6,0	32,9	5,2	16,6

1 Møller & Baadstorp, 1998,

2 ²Naturvårdsværket (1995) og egne udregninger,

3 ³ affald fra industri dækker fiskeaffald, slagteriaffald (ikke kødprodukter) mm. Tafdrup (1999 og 2002), næringsstofindhold er eget skøn

Energi og biomasse

Som nævnt i indledningen er der i landbruget tradition for at producere afgrøder med henblik på energiproduktion. Det er muligt at anvende græs, kløvergræs eller roetoppe til energiproduktion på økologisk drevne gårde. I forhold til at dyrke afgrøder med henblik på en forbrænding er der ved biogasproduktion bl.a. den fordel, at næringsstofferne ikke går tabt, og at anlæggene kan placeres lokalt.

Græsset bliver i eksisterende anlæg blandet med vand eller i en delmængde af afgasset biomasse og derpå pumpet ind i reaktorerne, der producerer biogas. Der er udviklet systemer, hvor biomassen forgæres portionsvis i lukkede containere (Batch). I et sådant system beskrevet af Köttner (Notat) blev biomassen først omsat aerobt i en til tre dage før biomassen iblandet inoculum (50%) blev overført til en lukket container eller et tæt rum. Processen var stabil efter 2-5 dage og ved maksimum 10-28 dage efter processtart. Når containeren eller det gastætte rum tømmes for biomasse, bliver der først blæst CO₂ gas ind i containeren eller rummet for at undgå eksplosioner. Hvis der er flere hold i gang ved forskellige stadier af processen, kan man opretholde en

stabil gasproduktion. Det er således muligt at tilføre biomassen tør; men det virker umiddelbart kompliceret.

Det er nødvendigt at kunne opbevare biomassen i perioder, hvor høst ikke er mulig, hvis man ønsker udelukkende at drive biogasanlægget på græs, kløvergræs eller lignende. Til det brug er ensileret græs/kløvergræs eller roetoppe meget velegnet. Ved ensileringsprocessen omsættes organisk tørstof og gødningens indhold af askefrit tørstof reduceres med ca. 20%

Det er beregnet, at der ved biogasbehandling af græs kan produceres 0,35 m³ CH₄ per kg askefrit eller organisk tørstof (OS) i græsset (tabel 3.4). Beregningerne der ligger til grund for tabel 3.5, er gennemført under forudsætningerne angivet i tabel 3.4. OS er den organiske del af tørstof i gylle og græs eller anden biomasse. I en nyligt afsluttet undersøgelse blev det vist, at energiproduktionen ved afgasning af ensileret græs var 0,4 m³ CH₄ per kg OS, hvilket er lidt højere end ved gennemsnitsberegningen angivet i tabel 3.4.

Tabel 3.4 Produktion af tørstof på 1 ha ekstensiv græs, sammensætning af det høstede græs og metanproduktionen i biogasanlæg

Komponent	Indhold i græs	Kløvergræs
Fedt, % af TS [#]	4,6	5,6
Kulhydrat, % af TS	77,8	73,4
Protein, % af TS	17,6	21
OS [§] /TS forhold, %	90	90
Metanproduktion, m ³ CH ₄ kg ⁻¹ OS*	0,35	0,35
TS produktion ton ha ⁻¹	5-7	5-7

* Beregnet med metan produktions model udviklet af Sommer et al. 2001

§ OS er organisk tørstof

TS er tørstof

For at få en høj energiproduktion ved afgasning af græs er det vigtigt, at græsset bliver slået, før det begynder at sætte stængler, hvilket svarer til slættidspunktet for græs, der har en god foderværdi. Endvidere skal græsset eller ensilagen findeles, før den anvendes til biogasproduktionen.

Der er lavet en balance for energiproduktionen på et biogasanlæg (tabel 3.5), der omsætter kløvergræs til biogas. I beregningerne indgår energiforbruget ved eksempelvis markarbejde og energiforbrug ved biogasproduktionen (Sommer et al., 2002). Tages der udgangspunkt i produktionen af 30 t kløvergræs per ha med et tørstofindhold på 18% og et

OS indhold på 90%, vil energioverskuddet i systemet være 12.658 kWh per ha. Energratioen (energibalancen) af systemet er ca. 10, dvs. der produceres ca. 10 gange så meget energi, som der forbruges. Hertil kommer, at der høstes kvælstof, der er fikseret med afgrøden, og som kan anvendes til andre afgrøder, ligesom en del af den kvælstof der efterlades i jorden ved dyrkningen, kan komme den følgende afgrøde til gode. Hvis den tilsvarende mængde kvælstof skulle produceres industrielt ville det kræve et betydeligt energiforbrug, men det kan diskuteres, om denne energigevinst kan indregnes i en økologisk energibetragtning.

Tabel 3.5 Energi produktion og forbrug ved dyrkning af 1 ha kløvergræs til energiproduktion

Parameter	Mængder	Energiproduktion/forbrug KWh/år
Kløvergræs	30 ton 18% TS	17.010
Procesenergi	20% af energiproduktion	-3.402
Markarbejde u. vanding ¹	95 l diesel	-950
Netto		12.658

¹ Sommer m.fl. 2002

² 4% protein (TS) forudsat i afgrøde

Drivmiddel til traktorer

Biogas kan efter opgradering og rensning anvendes som brændsel for gasdrevne køretøjer. Processerne og kravene til gaskvaliteten svarer i store træk til forholdene ved introduktion af biogas i naturgasnettet (rensning for indhold af CO₂ og H₂S). Der kræves dog en komprimering af gassen til 200-250 bar, hvilket øger såvel investeringen som driftsomkostningerne. Konceptet er tidligere realiseret i lille målestok ved Vegger (De Witt, 1994). Ved opgraderingen bruges energi, men energiforbruget skønnes at være mindre end 10% af den producerede energi (Jensen, 2003).

I Sverige findes der ca. 20 fyldestationer til tankning af biogas på biler og bybusser (Iskov, 1999). Langt de fleste af Sveriges opgraderingsanlæg anvendes til produktion af gas til køretøjer, og der er udarbejdet en svensk standard for gaskvaliteten til køretøjer (DGC, 2001). Biogas som brændstof til køretøjer adskiller sig fra de alternative anvendelsesmuligheder, når det drejer sig om den opnåede miljøeffekt. Effekten af de øvrige anvendelser er typisk fortrængning af naturgas, mens der ved anvendelse til køretøjer fortrænges diesel eller benzin (DGC, 2001). For sammenlignelige køretøjer og kørselsbetingelser angives energiforbruget for gasdrift ofte at være 10-50% højere per kørt km end for diedrft. Det svarer til et ækvivalent biogasforbrug på ca. 1,1-1,5 Nm³ CH₄/L diesel (DGC, 2001). Den største barriere for anvendelse af biogas til motorbrændstof er omkostningerne til opgradering.

3.4 Sidegevinst ved fermentering af græs/kløvergræs eller gylle

Forædling af biomasse til foder

Forsøg i Tyskland har vist, at anaerob, bakteriel omsætning af både frisk græs og ensileret græs i biogasreaktorer har øget biomassens indhold af aminosyrer (herunder lysin). Det er således vist, at i udrådnet græs er aminosyreindholdet steget med 230%, lysinindholdet med 300% og proteinindholdet (kvælstof*6,25) med 25% i forhold til udgangsmaterialet (Gunnerson og Stuckey, 1986). Det forøgede indhold af protein og især af lysin vil kunne gøre græsset til et meget anvendeligt foder til svin. Proteinforsyningen til svin, og især forsyning af essentielle aminosyrer, er akilleshælen i økologisk svineproduktion (se Økologisk Jordbrug, vinteren 98/99), og kunne det lykkes at fremstille et protein- og aminosyrerigt foderprodukt ved at fermentere græs, ville det kunne bidrage til en videre udbygning af økologisk svineproduktion, hvor 100% af foderet dyrkes økologisk og lokalt.

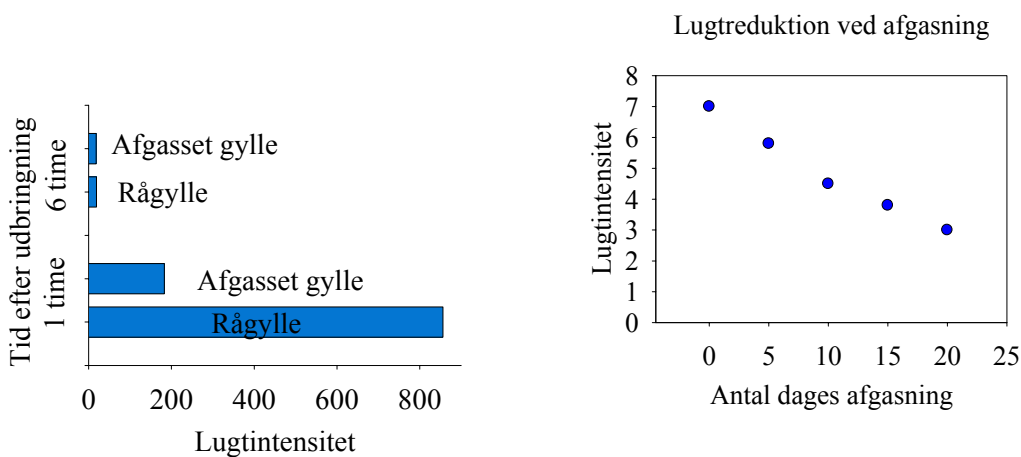
Den fermenterede biomasse fra en reaktor, hvor græs er tilført opblandet i væske, vil have en relativt lav koncentration af proteiner og aminosyrer. Derfor vil det være nødvendigt at separere væsken fra biomassen og alene benytte koncentratet som foder. Et alternativ vil være at forbedre designet af biogasanlæg, der tilføres biomassen uden forudgående opblanding i vand.

Det er muligt at overføre ca. 30% af kvælstof-fet til en fast fraktion ved separering. En stor del af kvælstoffet i væskefraktionen vil være ammonium samt en del lavmolekylære proteiner og aminosyrer. Derfor kan det vise sig nødvendigt med en form for additiver, der kan binde aminosyrer og proteiner, for at opnå en effektiv separation, hvor hele protein- og aminosyrefraktionen overføres til den faste fraktion. Fodringsforsøg har også vist, at svinene sorterer det oparbejdede foder fra foderblandinger. Derfor skal produktet fra separation af den mikrobielt behandlede biomasse videreforarbejdes for at sikre, at svinene vil æde foderet. En videreforarbejdning kan bestå i tørring, der også vil bidrage til at øge foderværdien af biomassen, idet foderværdien per kg bliver større.

Miljøeffekter

Lugt

Ud over de fordele, afgasningen af gylle kan betyde for anvendelse af næringsstoffer, kan biogasanlæg spille en vigtig rolle til begrænsning af lugtemission ved håndtering af husdyrgødning (figur 3.2). Det skyldes, at afgasning reducerer gyllens indhold af ildelugtende organiske komponenter (Power et al., 1999); Sommer og Husted (1995) har således vist, at indholdet af de lugtende, fede syrer (VFA) i afgasset gylle er ca. 50% af indholdet i ubehandlet gylle, og tørstofindholdet kun 25%. I en undersøgelse af Pain et al. (1990) var lugtgenerne fra nyligt udbragt, afgasset gylle ca. 25% af lugten af ubehandlet gylle. Der skal gøres opmærksom på, at håndtering af gylle og anden biomasse på biogasanlæggene kan medføre lugtgener, der imidlertid kan reduceres ved indkapsling af de områder, hvor gyllen og biomasse håndteres.



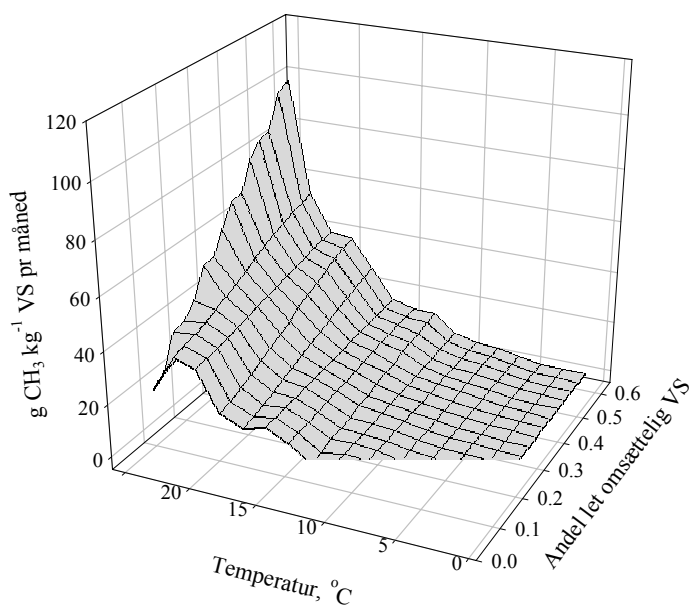
Figur 3.2 Lugtgener ved udbringning af afgasset og ubehandlet gylle (Venstre, Pain et al., 1990) og lugtintensitet af afgasset gylle efter stigende antal dages afgasning (Højre, Powers et al. 1999)

Reduceret drivhusgasemission

Husdyrgødning er en kilde til drivhusgasserne metan (CH_4) og lattergas (N_2O) i atmosfæren. Udsendelsen af både metan og lattergas er væsentlig lavere end udsendelsen af kuldioxid, men de to gasser er langt mere effektive som drivhusgasser. Metans varmpotentiale er således ca. 20 gange så stort som kuldioxids og for lattergas er varmpotentialet ca. 300 gange større end for kuldioxid (IPCC 2001).

Metan produceres som nævnt af bakterier under iltfrie forhold. I gyllekanalen vil der i reglen være et betydeligt indhold af metanproducerende bakterier i "gyllerester", der findes i kanalen efter tømning, og metanproduktionen i frisk gylle afsat i gyllekanaler star-

ter derfor kort tid efter sammenblanding af fæces og urin. Mængden af metan produceret i lagret gylle vil afhænge af temperaturen, opholdstiden i lageret og indholdet af organisk tørstof (OS). Figur 3.3 illustrerer metanudsendelsen som funktion af temperatur og indholdet af omsætteligt organisk tørstof. Det ses, at udsendelsen er lav ved temperaturer under 10-15°C. Temperaturen i gyllebeholdere er normalt under 15°C, den daglige udsendelse af metan fra lagret gylle er derfor lav, men gyllen opbevares i lang tid, og den samlede udsendelse bliver derfor betydelig. I gylle lagret i stalde er temperaturen mellem 15 og 20°C og den daglige udsendelse af metan derfor større.



Figur 3.3 Udsendelse af metan fra lagret gylle som funktion af temperatur og indhold af organisk stof (VS) (Sommer et al. 2001)

Omsætning af gylle i biogasanlæg forbruger gyllens indhold af omsætteligt organisk tørstof (Harikishan and Sung, 2002), derfor vil der være en meget lille udsendelse af metan fra afgasset gylle under lagring, idet det forudsættes, at gyllen fra biogasreaktoren afkøles ved varmeveksling. Beregninger viser, at metanudsendelsen fra 1 kg omsætteligt tørstof i svinegylle kan reduceres med ca. 40% og med ca. 30% for kvæggylle. Reduceres opholdstiden for gyllen i stalden vil metanudsendelsen blive reduceret endnu mere, og indholdet af omsætteligt tørstof i gyllen vil stige. Derved vil biogaspotential af gyllen, der omsættes i biogasanlægget, blive større. Effekten er, at metanudsendelsen fra 1 kg omsætteligt tørstof reduceres med ca. 80% for svinegylle og 85% for kvæggylle, og energiproduktionen stiger med 5-10%.

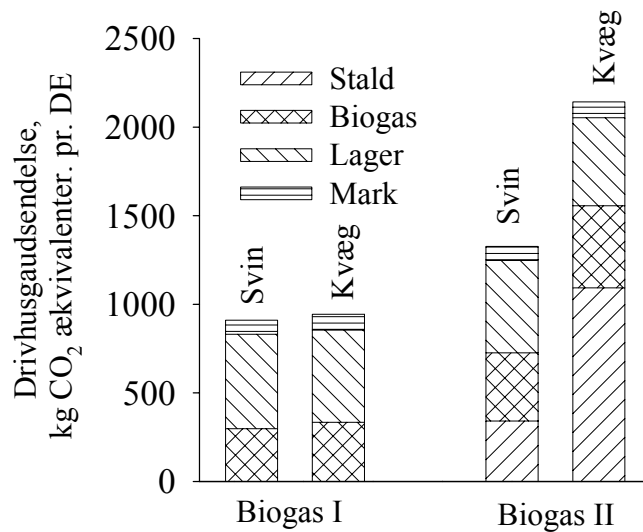
Dyrkningsjorden er normalt velforsynet med ilt, så betingelserne for metanproduktion efter udbringning af gylle er ringe. Udsendelsen af metan fra udbragt gylle skyldes derfor primært frigivelse af opløst metan og er i øvrigt ubetydelig i forhold til udsendelsen fra lagret gylle (Chadwick og Pain, 1997; Sherlock et al. 2002).

Lattergas kan dannes gennem to fundamentalt forskellige bakterielle processer. Den ene proces, som kaldes nitrifikation, er en iltning af ammonium til nitrat. Nitrifikationen er således en iltkrævende proces, og lavt iltindhold fremmer produktionen af lattergas, som er et mellemprodukt ved nitrifikation (Firestone og Davidson, 1989). Ved denitrifikation dannes lattergas, som er et mellemprodukt ved reduktion af nitrat til frit kvælstof. Denitrifikationsprocessen er begrænset til iltfrie/iltfattige for-

hold. Iltfattige områder i jorden vil fremme denitrifikation og derfor øge risikoen for produktionen af lattergas ved denitrifikation.

Dyrkningsjorden er normalt et iltet miljø, men iltfrie forhold kan opstå, hvis jorden er meget våd, f.eks. efter en periode med nedbør, eller hvis der er områder i jorden med et højt iltforbrug. Nedfældning af gylle med et højt indhold af let omsætteligt organisk stof fremmer iltforbruget og dermed udbredelsen af iltfattige områder samt som konsekvens heraf produktionen af lattergas ved nitrifikation og denitrifikation (Petersen, 1992). Reduktion af gyllens indhold af omsætteligt organisk tørstof vil mindske udbredelsen af iltfattige områder i marker, hvor gylle er blevet nedfældet, og udsendelsen af lattergas vil blive formindsket. Målinger viser, at udsendelsen af lattergas fra nedfældet afgasset gylle er 20-40% lavere end udsendelsen fra ubehandlet gylle (Petersen, 1999).

Den energi, der produceres i biogasanlæg, substituerer energi produceret ved afbrænding af fossilt brændsel. Modelberegninger viser at 1 kg OS fra svineproduktion vil fortrænge 0,45 kg CO₂ produceret ved afbrænding af naturgas og 1 kg OS produceret fra kvægproduktion fortrænger ca. 0,30 kg CO₂. Den samlede effekt af at anvende gylle i et traditionelt biogasanlæg (reduktion af metan og lattergasudsendelse og substitution af kulfyre) er en reduktion i CO₂ ækvivalenter på 900 til 950 kg CO₂ per dyreenhed for henholdsvis svin og kvæg (figur 3.4). Benyttes mere avanceret teknologi, der bl.a. omfatter reduktion af metanemission fra stalde, bliver effekten endnu større.



Figur 3.4 Reduktion i drivhusgasudsendelse ved fermentering af gylle i biogasanlæg ved (Biogas I) traditionel biogasproduktion og (Biogas II) ved avanceret biogasproduktion (Udarbejdet på baggrund af Sommer et al., 2001)

Denitrifikationstab

Denitrifikationstab (denitrifikation: omsætning af nitrat til frit kvælstof, N₂) i form af frit kvælstof og lattergas er væsentligt mindre fra afgasset gylle end for ubehandlet gylle (Rubæk et al., 1996, Petersen, 1999). Denitrifikation finder sted under iltfrie forhold, et højt indhold af OS (kulstof) i udbragt gylle vil fremme de iltfrie forhold og dermed denitrifikationen. Ved biogasproduktion reduceres gyllens indhold af kulstof, der forbruges mindre ilt i jord tilført afgasset gylle og denitrifikationen reduceres.

Smittespredning

Husdyrgødning består af en blanding af urin og fæces sammen med en blanding af sekreter fra dyrene og foderrester. Derfor vil husdyrgødning fra husdyrbesætninger, der huser infektioner, indeholde de patogener (bakterier, vira og parasitter), der findes i de enkelte besætninger. Til nogle økologiske jordbrug importeres gødning, og håndtering af ubehand-

let husdyrgødning kan udgøre en potentiel risiko for spredning af patogener. Inden for den enkelte besætning vil gødningshåndteringen medvirke til at opretholde et infektionspres og muliggøre spredning mellem forskellige dele af en ejendom.

Indholdet af patogener i gødningsfraktioner vil kunne reduceres ved varmebehandling. Effekten af varmebehandling er afhængig af behandlingstid og temperatur (tabel 3.6). En mulig patogenreducerende behandling vil være fermentering af gyllen i biogasanlæg.

Som nævnt produceres biogas i nogle anlæg ved ca. 35°C (mesofilt) i omkring 20 dage. Det ses, at ved 35°C bliver indholdet af bakterier og vira reduceret til et niveau, hvor anvendelsen ikke skulle kunne forårsage smittespredning, men der vil være en risiko for spredning af parasitter (nematoder). Martens et al. (1998) har vist, at ved 30°C bliver f.æcale streptococcer ikke reduceret mere end med 1 til 2 logaritmeenheder, og indholdet af salmonella reduceres ikke. Mesofil afgangning af gylle

giver således ikke en sikker hygiejnisering af gødningen.

Derimod giver termofil afgangning af gylle ved ca. 50°C i mere end 6-10 dage en sikker hygiejnisering af gyllen (tabel 3.6). Martens et al. (1998) viste, at fæcale streptococcer, salmonella, og Aujeszky virus (model for svine-

febervirus) blev inaktiveret på mindre end 24 timer ved termofil fermentering af gylle. Lignende resultater blev fundet i undersøgelsen af Harikishan og Sung (2002). Tendensen mod at bygge termofile biogasanlæg bidrager således til en bedre sikring mod spredning af patogener.

Tabel 3.6 Hygiejnisering af gylle, d.v.s. reduktion af patogener til 10% af det oprindelige antal (T_{90}), som funktion af temperatur og nødvendig behandlingstid. Tiden er i dage (d) (Bendixen, 1995)

		Temperatur, °C			
		5°C	20 °C	35 °C	55 °C
Bakterier	Salmonella		14 d	2,4 d	0,03 d
	E. Coli		14 d	1,8 d	0,02 d
	Faecal Streptococci			2	0,05 d
Vira	Mund og klovsyge	>98 d	14 d	1 d	0,05 d
	Aujeszky's syge	98 d	14 d	0,2 d	0,01 d
Parasitter	Nematode æg			21-35 d	0,2 d

Reduktion af spredning af ukrudtsfrø

Det økologiske jordbrug kan have problemer med ukrudt, som primært bliver bekæmpet mekanisk. En del ukrudtsfrø kan blive spredt via husdyrgødning (Benoit og Cavers, 1998) dels mellem marker og dels mellem ejendomme. Kemisk behandling af frø kan reducere deres spireevne, derfor kan man forvente, at opbevaring af frø i gylle, der har et højt indhold af syre og salte, ville reducere spireevnen. Imidlertid viser forsøg, at frø opbevaret ved 2°C i gylle ikke påvirker ukrudtsfrøes spireevne (Hansen og Hansen, 1983). Der skal således mere end traditionel lagring over en vinter til at sikre sig mod spredning af ukrudtsfrø.

I små beholdere i laboratoriet simulerede Hansen og Hansen (1983) forgæring af gylle i biogasreaktorer ved temperaturer på 20°C og 35°C. I beholderne blev der lagt netposer med frø af liden nælde, sort natskygge, flyvehavre, raps og hvidmelet gåsefod og frøenes spireevne blev undersøgt som funktion af den tid frøene havde ligget i gyllen. Henfald af frøenes spireevne defineres som den tid, det tager at ødelægge spireevnen hos 50% af frøene og kaldes T_{50} . Bortset fra hvidmelet gåsefod, der har en halveringstid på 16 dage er T_{50} 2-5 dage ved 35°C for de fleste frø (tabel 3.7). Ved 20°C er halveringstiden meget længere. Lignende resultater er publiceret af Sarapatka et al. (1993).

Tabel 3.7 Reduktion i ukrudtsfrøs spireevne ved opbevaring i gylle ved 20°C og 35°C i laboratoriet. T₅₀ er den tid det tager at ødelægge spireevnen hos 50% af frøene iblandet gylle ved forsøgets start. T₅₀ er anslået efter Hansen og Hansen (1983)

Ukrudtsart	T ₅₀ , dage	
	20°C	35°C
Flyvehavre	11	< 2
Sort natskygge	25	4,5
Liden nælde	25	4,5
Hvidmelet gåsefod	35	16

Den gennemsnitlige opholdstid for gylle i biogasreaktoren er 14-20 dage. Dele af den behandlede gylle vil således have opholdt sig kortere tid i reaktoren og andre dele meget længere. Man kan således ikke være sikker på, at hvidmelet gåsefod ikke spredes med gyllen efter behandling af gyllen i et biogasanlæg, der drives ved 35°C (mesofilt). Imidlertid drives de fleste anlæg thermofilt ved lidt under 50°C, og det må forventes, at T₅₀ er meget kort ved denne temperatur. Biogasbehandling har således et stort potentiale for at reducere spredning af ukrudt med husdyrgødning. Det ville være interessant at gennemføre målinger af henfald i spireevne i kontinuert drevne biogasreaktorer ved højere temperaturer end 35°C.

3.5 Vidensbehov

- For at kunne anvende afgrøder optimalt til biogasproduktion er der behov for at afklare, hvilke afgrøder der er mest velegnede og at tilpasse kulturteknik og drift til energiproduktion.
- Der er behov for udvikling af systemer til indpasning af anvendelse af affald og fækaler i økologisk biogasproduktion.
- Der er behov for afklaring og forsøg med muligheder for at kombinere produktion af biogasenergi og svinefoder.
- Undersøge reduktion af spireevne af ukrudtsfrø ved forgæring af gylle ved høje temperaturer.

3.6 Litteratur

- Andersen, P.E. & Just, A. 1983. Tabeller over foderstoffers sammensætning mm Det kgl. Danske landhusholdningsselskab
- Barlaz, M.A., Ham, R.K. & Schaefer, D.M. 1990. Methane production from municipal refuse: A re-view of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical. Environ. Control*, 19, 557-584.
- Bendixen, H.J. 1995. Smitstofreduktion i biomasse Reduction of pathogens in biomass for fermentation in biogasplants. Landbrugs- og Fiskeriministeriet. Copenhagen, Denmark.
- Birkmose, T. 2001. Biogas production – agriculture, environment and energy. Presentation at the Bio-Energy conference 25-28 September, Aarhus-DK.

- Cullimore, D.R., Maule, A. & Mansuy, N. 1985. Ambient temperature methanogenesis from pig manure waste lagoons: Thermal gradients incubator studies. *Agric. Wastes*, 12, 147-157.
- Chadwick, D. & Pain, B. 1997. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils laboratory experiments. *Agric. Ecosys. Environ.*, 63, 51-60.
- DGC. 2001. Status vedr. opgradering. Dansk Gasteknisk Center. Notat.
- De Wit, J.: Gasrensning ved trykvandsvask. Biogasfællesanlæg Vegger. Klientrapport, Dansk Gasteknisk Center. Hørsholm, juni 1994.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil, 7-21. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel ed. Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. J. Wiley & Sons Ltd.
- Graf Walter: Kraftwerk Wiese, Strom und Wärme aus Gras. 1999. ISBN: 3-89811-193-8.
- Gunnerson, C.G. and Stuckey, D.C. 1986. Integrated resource recovery. Anaerobic digestion principles and practises for biogas system. World Bank Technical papers nr. 49.
- Harikishan, S. and Sung, S.W. 2002. Cattle waste treatment and class a biosoloid production using temperature phased anaerobic digester. *Advances in Environmental Research*, in press.
- Iskov, H. 1999. Opgradering af biogas, svenske erfaringer. Biogasprogrammet 1998-2001. *Energistyrelsen J. nr. 5347-0001*. December 1999. Dansk Gasteknisk Center A/S.
- IPPC. 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Eds J. T. Houghton, Y. Ding, D. J., Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, x. Dai, K., Maskell, C. A. Johnson. Published by Cambridge University Press. pp. 892.
- Jensen, J. 2003. Dansk Gasteknisk Center. Personlig samtale.
- Jensen, K.S. 2002. Øko-gas Give – eksempel på økologisk biogasfællesanlæg. Kongresbilag fra Økologi-kongres 2002 – Mellem værdier og vækst, 80-84.
- Juncker, N. 1919. Den danske landmandsbog. Juinckers Forlag, København. pp 522-523. Ved beregningen er det antaget, at der er behov for 2 spand heste og en plag på en gård på 40 tdr. land og at der blev produceret 5000 FE/ha. En hest har behov for ca. 10 FE pr. dag.
- Jørgensen, P.J. og Hannibal, E. 1997. Kløvergræs som energiafgrøde. *Dansk Bioenergi* 31, 8-9.
- Köttner, M. notat. Dry fermentation – a new method for biological treatment in ecological sanitation systems ECOSAN for biogas and fertilizer production from stackable biomass suitable for semiarid climates.
- Michael Köttner: International Biogas and Bioenergy Centre of Competence IBBK: www.biogaszentrum.de Fachverband Biogas e. V.: www.biogas.org, www.graskraft.de.
- Kuikman, P.J. & Buiters, M. 2002. Co-fermentation of animal manure with organic wastes has potential to reduce emissions of greenhouse gases in the Netherlands. In *Non-CO₂ Greenhouse Gases* Eds. Van Ham, Baede, Guicherit & Williams-Jacobse. Millpress, Rotterdam, pp. 497-498.

- Lund, B., Frøkjær Jensen, V., Have, P. & Ahring, B. 1996. Inactivation of virus during anaerobic digestion of manure in laboratory scale biogasreactors. *Antonie van Leeuwenhoek*, 69:25-31.
- Møller, H.B., Sommer, S.G. & Ahring, B. K. 2003. Theoretical and ultimate gas potential of manure, straw and solid fraction of manure. Prepared for submission to Biomass & Bioenergy.
- Martens, W. Fink, A., Phillip, W., Weber, W., Winter, D. and Böhm, R. 1998. Inactivation of viral and bacterial pathogens in large scale slurry treatment plants. In; Eds. Martinez, J. et al. Proceedings from RAMIRAN 1998 8th. international conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. 529-539.
- McInerney, M.J., Bryant, M.P. & Pfennig, N. 1981. Anaerobic bacterium that degrades fatty acids in syntrophic association with methanogens. *Arch. Microbiol.*, 122, 129-135.
- Miljøstyrelsen. 1997. Hygiejniske aspekter ved behandling og genanvendelse af organisk affald. Miljøprojekt nr. 351, Miljø- og Energiministeriet.
- Møller, H.B. og Baadstorp, L. 1998. Indsamling og anvendelse af organisk dagrenovation i biogasanlæg. Miljøprojekt nr. 386. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.
- Naturvårdsverket. 1995. Vad innehåller avlop från hushåll? Naturvårdsverket rapport 4425.
- Olesen, J.E. 2002. Energy crops as a strategy for reducing greenhouse gas emissions. I Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries Eds. J.E. Olesen & S.O. Petersen, Helsingør, Denmark, 24 -25 January 2002. DIAS Report, 87-96.
- Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Clarkson, C.R., Rees, Y.J. 1990 Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically treated pig slurry on grassland *Biological Wastes* 34, 259-267.
- Patni, N.K. & Jui, P.Y. 1985. Volatile fatty acids in stored dairy-cattle slurry. *Agric. Wastes*, 13, 159-178.
- Petersen, S.O. 1992. Nitrification and denitrification with direct injection of raw or anaerobically digested liquid cattle manure. *Acta. Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* 42, 94-99.
- Petersen, S.O. 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality* 28, 1610-1618.
- Powers, W.J., Horn, H.H. Van, Wilkie, A.C., Wilcox, C.J. & Nordstedt, R.A. 1999. Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odor and odorant concentrations. *J. Animal Science* 77, 1412-1421.
- Sherlock, R.R., Sommer, S.G., Rehmat, Z., Khan, R.Z.C., Wesley Wood, C.W., Guertal, E.A., Freney, J.R., Dawson, C.O. and Cameron, K.C. 2002. Emission of Ammonia, Methane and Nitrous Oxide from Pig Slurry Applied to a Pasture in New Zealand. *J. Environ. Qual.* 31, 1491-1501.
- Sommer, S.G. and Husted, S. 1995. Chemical composition of the buffer system in livestock and biogas plant digested slurry. *J. Agric. Sci.* 124, 45-53.

- Sommer, S.G., Møller, H.B. og Petersen, S.O. 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og or-ganisk affald ved biogasbehandling. DJF-rapport nr. 31, Husdyrbrug. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning. pp. 53.
- Sommer, S.G., Møller, H.B., Fernández, J.A., Theil, P., Baadstorp, L., Jørgensen, P.J. og Holm-Nielsen, J.B. 2002. Bakteriel fremstilling af økologisk svinefoder baseret på græs. Slutrapport til Direktoratet for FødevareErhverv.
- Strukturdirektoratet. 1999. Aktionsplan II – Økologi i udvikling, pp. 367. København.
- Tafdrup, S. & Gregersen, K.H.G. 1999. Biogassfællesanlæg – produktion og økonomi. Dansk Bio-Energi, særnummer juni 1999.
- Tafdrup, S. 2002. Genanvendelse af organisk affald. Dansk BioEnergi, juni 2002.
- Tong, X., Smith, L.H. and McCarty, P.L. 1990. Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. Biomass, 21, 239-255.
- Vavilin, V.A., Lokshina, L. Ya, Rytov, S.V., Kotsyurbenko, O.R. & Nozhewnikova, A.N. 1998. Model-ling low-temperature methane production from cattle manure by an acclimated microbial community. Bioresource Technology 63, 159-171.

4 Udnyttelse af fast og flydende husdyrgødning: effekt af kompostering og afgangning

*Ingrid K. Thomsen og Peter Sørensen, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning
Sven G. Sommer, Afd. for Jordbrugsteknik, Danmarks JordbrugsForskning*

4.1 Sammendrag

Ved både kompostering og afgangning af gylle omsættes den letomsættelige del af gødningen maksimalt, før gødningen tilføres jorden. Afgasset gylle og komposteret fast staldgødning indeholder således væsentligt lavere mængder kulstof end ubehandlet gylle og ikke-komposteret fast staldgødning; men medens der ved kompostering ofte går store mængder kvælstof tabt, bevares alle plantenæringsstoffer ved afgangning, og ved afgangningen øges gyllens indhold af plantetilgængeligt kvælstof.

Der er kun udført få undersøgelser, hvor tilbageholdelsen af organisk stof i jord bestemmes for den samme type gødning lagret under forskellige vilkår. Resultaterne fra de foretagne undersøgelser er ikke entydige.

Den biologiske aktivitet i jorden synes at være positivt påvirket af, at gødning komposteres før udbringning, men der er ikke gennemført systemundersøgelser, hvor effekten af afgangning og kompostering er undersøgt under sammenlignelige forhold.

4.2 Indledning

Det antages, at 40% af de økologiske kvægbesætninger er på ejendomme med dybstrøelsesstalde, medens 25% af besætningerne er i stalde, hvor gødningen håndteres som fast

gødning og ajle. Omtrent 35% af besætningerne huses i stalde med gylleudmugnings-system. De økologiske brug producerer således relativt mere komposterbar fast staldgødning og kompost end det traditionelle landbrug, hvor ca. 12% af gødningen håndteres som dybstrøelse (Personlig information, Ib S. Kristensen, 1999). Det vurderes imidlertid, at det er relativt små besætninger, som er opstaldet i dybstrøelses- og bindestalde, medens gylleudmugning anvendes ved store besætninger.

Der har i økologisk jordbrug været tradition for at kompostere fast staldgødning og dybstrøelse. Komposteringsprocessen reducerer gødningens indhold af ukrudtsfrø og af sygdomsfremkaldende mikroorganismer. Afgasning af gylle i termofile biogasanlæg hygiejniserer ligeledes husdyrgødningen, men der har i økologisk jordbrug generelt været en negativ indstilling til denne proces (Salomonson, 2000). Den negative indstilling begrundes i, at der ved afgangning af gylle fjernes energi, som burde tilbageføres til jorden, samt at den anaerobt behandlede gylle har en negativ indvirkning på de biologiske processer i jorden.

Ved beluftning af gylle, dvs. ved tilførsel af ilt under opbevaringen, kan der opnås en aerob omsætning af gyllen. Generelt foretrækkes aerob omsætning i økologisk jordbrug, men da processen medfører tab af både organisk

stof og kvælstof, og den samtidig er energi-krævende, anses den for ikke at have interesse i denne sammenhæng.

Staldsystemet på en ejendom har stor betydning for, hvor meget organisk stof der tilføres markerne med husdyrgødning. Således vil anvendelse af strøelse bevirke, at der er en større mængde organisk stof til rådighed i systemer med fast staldgødning end i produktionssystemer baseret på gylle. Forskellene i tilførsel af organisk stof mellem de to staldsystemer vil dog udjævnes, hvis halmen, der anvendes som strøelse i stalde med fast gødning, nedmuldes på marker på ejendomme med gylleanvendelse.

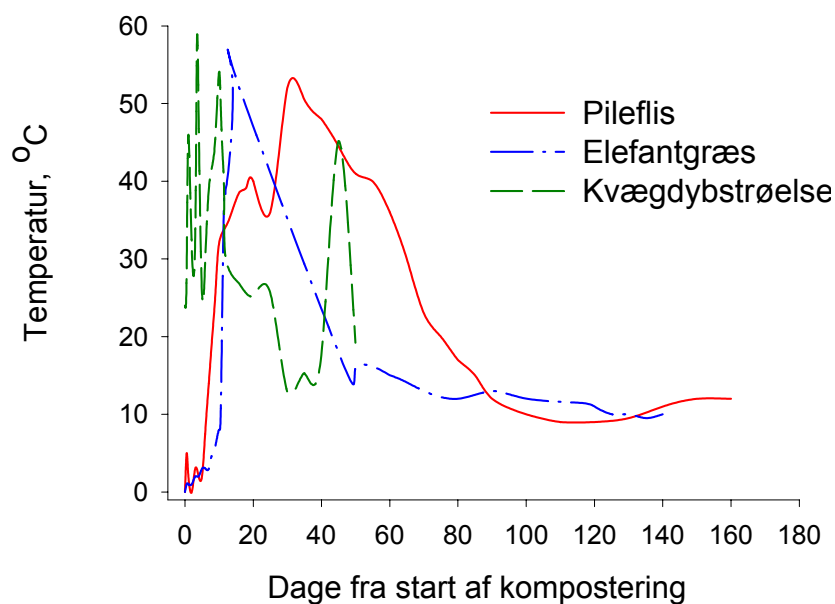
Det er ikke muligt at finde undersøgelser, hvor husdyrproduktionen har været den samme, og hvor effekten af at afgasse gylle i biogasanlæg er sammenlignet med effekten af en aktiv kompostering af fast staldgødning, dvs. hvor der er gennemført en kvantificering af effekten af hele håndteringskæden på gårdniveau. Som følge heraf er det her valgt at diskutere kulstof- og kvælstoftab ved kompostering af fast staldgødning og ved lagring og afgang af gylle. Der gøres rede for, hvorledes lagringsmetoderne og afgang af gylle i biogasanlæg har indflydelse på plantetilgængeligheden af næringsstofferne i gødningerne, og hvordan behandlingerne påvirker jordens organiske stof og det biologiske liv i jorden.

4.3 Lagringsforholdenes betydning for næringsstofftab

Lagring af fast husdyrgødning

Forudsætningen for at lagret fast staldgødning eller andet organisk materiale komposterer er tilstedeværelse af energi i form af kulstof (C), næringsstoffer, vand og ilt. For at kunne opnå temperaturstigningen til over 60°C, dvs. få kompostering til at forløbe, er det desuden nødvendigt, at gødningsstakken er så stor, at gødningen kan tilbageholde varmen, der udvikles af mikroorganismene. Kompostering kan finde sted i stakke med biomasse med meget forskelligt indhold af næringsstoffer, herunder kvælstof (N), såfremt materialet er porøst, så ilt kan transporteres ind i stakken (figur 4.1). Er vandindholdet lavere end ca. 25%, vil komposteringen være begrænset af det lave vandindhold (Jeris & Regan, 1973).

Mikroorganismer producerer energi ved omsætning af let nedbrydeligt organisk kulstof til kuldioxid (CO₂). Kompostering medfører således et betydeligt tab af kulstof. Opstår der iltfrie lommer i staldgødningen, der komposteres, kan det uorganiske kvælstof endvidere gå tabt ved denitrifikation, og der kan forekomme produktion af drivhusgasserne lattergas (N₂O) og metan (CH₄). Ved kompostering øges foruden temperaturen også pH, det vil sige, at gødningen bliver mere basisk. Begge dele fremmer muligheden for store tab af ammoniak (NH₃). Foruden gasformigt tab af kvælstof og kulstof ved kompostering kan der forekomme udvaskning af kalium (K), nitrat (NO₃), fosfor (P) og svovl (S). Udvasningen medfører ikke tab, da fast staldgødning normalt lagres på møddingsteder med fast bund, hvor gødningssaften vil blive opsamlet. Hvis gødningen har et højt tørstofindhold, vil der normalt ikke forekomme udsivning af gødningssaft.



Figur 4.1 Temperatur i kompoststakke indeholdende pileflis (C:N=123), elefantgræs (C:N=105-122) og dybstrøelse (C:N=21). Erik Fløjgård har bidraget med temperaturdata for pileflis og elefantgræs. Kvægdybstrøelsesdata stammer fra Osada et al. (2001)

Dybstrøelse opfylder alle forudsætningerne for kompostering. Strøelsen er porøs, og indeholder letnedbrydeligt kulstof, næringsstoffer fra halm, afføring og urin samt vand fra både spildt drikkevand og urin. Varmen, der produceres i stakke af dybstrøelse, holdes tilbage af strøelsen, som er et godt isoleringsmateriale. Fast svinegødning komposterer ligeledes let, da svinefæces er klumpet og i sig selv porøs, og svinegødning indeholder som oftest halm, hvilket bidrager til at sikre en høj porøsitet og et godt luftskifte i stakken. I fast husdyrgødning fra kvægstalde er indholdet af halm lavt, og porøsiteten derfor så ringe, at en hæmning i luftskiftet hindrer en egentlig kompostering (Petersen et al., 1998). I en stak kvægmøg kan kompostering langsomt starte i forbindelse med udtørring, men temperaturerne når ikke op på samme niveau som for dybstrøelse og svinemøg (Husted, 1994). Det er i en svensk undersøgelse vist, at der som minimum skal anvendes 2,5 kg halm $\text{ko}^{-1} \text{dag}^{-1}$, for at fast

dag^{-1} , for at fast kvæggødning komposterer (Forshell, 1993). Samme undersøgelse viste, at fast svinegødning har større tilbøjelighed til at kompostere end fast kvæggødning.

Kvælstoftabet under kompostering varierer fra 5-28% af det totale kvælstofindhold afhængig af mængden af halm i dybstrøelsen samt overdækning og komprimering af gødningsstakken (tabel 4.1). Blandes dybstrøelsen før lagring for at øge homogeniteten, kan det medføre tab af kvælstof forud for lagring og kompostering (Sommer, 2001). En let komprimering af dybstrøelsen ved start kan reducere tabet i forhold til ubehandlet. Ved kraftig komprimering af stakken, eller ved overdækning med kompostdug, kan der opnås en væsentlig reduktion i kvælstoftabet. Mængden af kvælstof, der går tabt ved henholdsvis ammoniakfordampning og denitrifikation, afhænger således af lagringsforholdene.

Tabel 4.1 Massebalance for kvælstof, kulstof og tørstof ved kompostering af dybstrøelse fra kvæg, hhv. blandet kvæg- og svinedybstrøelse på økologiske husdyrbrug. ”Øvrige tab” antages at skyldes denitrifikation og dækker den del af forskellen i kvælstofindholdet før og efter kompostering, som ikke er fordampet som NH₃ eller udsivet med møddingvand (Hellebrand & Kalk, 2000; Sommer, 2000)

Behandling før kom- postering	Kvælstof				Tørstof	Kulstof
	Samlet	NH ₃ -tab	Udsivning	Øvrige tab (%)	Samlet tab	Samlet tab
Ubehandlet	18-28	1,2-23	0,4-3,40	0-18	20-45	23-49
Komprimeret	12-18	3,0-14,9	0,3-2,3	8,7-10,0	38-39	40-43
Vendt	5	2,6	0,4	2,0	39	44
Findelt	12	7,2	2,9	1,4	41	44
Overdækket	15	16,7	2,6	0	34	40

* Forskel i mængden af kvælstof, tørstof eller kulstof før og efter kompostering.

For at frembringe en homogen gødning og reducere den totale mængde gødning der skal udbringes, bliver en kompoststak ofte vendt undervejs i lagringsperioden. Ved at vende komposten regelmæssigt øges porøsiteten, biomassen findeles og blandes, og der sker en omlejring af biomassen mellem det indre og ydre af stakken. Dette skaber et større luftskifte, som fremmer omsætningsprocesserne, hvorved der nedbrydes mere tørstof, der udsendes som gasser (Hao et al., 2001). Hyppighed for vending kan være en gang ugentligt i de første fire uger efter etablering af stakken, derefter hver anden uge i den anden måned og en enkelt vending i tredje måned (Hao et al., 2001). Vendinger kan også finde sted, når gennemsnitstemperaturen er faldet til under en tærskelværdi, f.eks. 30°C (Martins & Dewes, 1992). Ved at behandle komposten aktivt, øges kvælstoftabet. For fast kvæg- og svinegødning kan op til 50% af kvælstofindholdet gå tabt (Eghball et al., 1997; Martins & Dewes, 1992; Thomsen, 2000), medens der tabes 50-70% af kvælstof i fjerkrægødning ved aktiv kompostering (Martins & Dewes, 1992; Tiquia & Tam, 2000).

Ved kompostering i 130 til 190 dage tabes 40-50% af det oprindelige kulstofindhold i dybstrøelse (tabel 4.1), medens tabet ved en kompostering på ca. 50 dage er ca. 23%. Der går kun lidt kulstof tabt i form af methan. Det anses derfor for sandsynligt, at hovedparten af kulstofetab skyldes udsendelse af kuldioxid i forbindelse med aerob omsætning af komposten. Da kulstof udgør en stor andel af det organiske stof i dybstrøelse, er det relative tab af tørstof af samme størrelse som det relative tab af kulstof (tabel 4.1).

Lagring af gylle

Under lagring af gylle er kvælstoftab ved denitrifikation ubetydeligt (Sommer, 1997), men der tabes kvælstof ved ammoniakfordampning. Tabet udgør 6-9% af total-N indholdet i kvæg- og svinegylle (tabel 4.2). Ved afgang i biogasanlæg bliver gyllen mere basisk, og indholdet af ammonium stiger, fordi organisk kvælstof bliver omdannet til uorganisk kvælstof (Cobb & Hill, 1993). Potentialet for ammoniakfordampning i afgasset gylle er derfor højt i forhold til tabspotentialet i

ubehandlet gylle. Som følge af nedbrydning af det organiske materiale i afgasset gylle dannes normalt ikke flydelag, som er en barriere for ammoniaktab. Derfor kan ammoniakfordampningen fra afgasset gylle medføre tab af kvælstof på ca. 21% af total-N indholdet i den lagrede gødning (Sommer, 1997). Tabet kan imidlertid begrænses væsentlig ved overdækning af gyllen eller lageret med halmflydelag, låg, teltkonstruktioner etc. (Poulsen et al., 2001).

Ved afgangning af gylle og under lagring omdannes organisk stof i gylle og ajle til metan og kuldioxid. Ved afgangning af gylle i biogasanlæg er dette tab stort. Tørstoftabet er ca. 25% ved afgangning af gylle i biogasanlæg, bestemt ved målinger hvor tørstofindholdet i gyllen før og efter afgangning bestemmes ved inddampning ved 100°C (Sommer og Husted, 1995). Korrigeres der for omsætning af flygtige fede syrer i biogasanlægget, vil

gasudsendelsen af kulstof andrage ca. 40% af tørstofindholdet (inklusive fede syrer) i rågyllen (tabel 4.2). Med en nyudviklet model er det beregnet, at der omsættes henholdsvis 45% og 60% af gyllens indhold af organisk tørstof ved lagring og afgangning af kvæg og svinegylle (Sommer et al., 2003).

Ved almindelig lagring af ajle og gylle vil kulstofftabet være mindre end ved afgangning i biogasanlæg. Sørensen (1998) har vist, at tørstofftabet ved lagring af kvæggylle var 12% i løbet af de første 28 dage og 17% i løbet af 140 dage, hvor gyllen blev lagret ved 15°C i små lukkede beholdere i laboratoriet. Det antages derfor, at tørstofftabet er 5% under lagring af gylle uden for stalden, dvs. forskellen på tabet efter 28 og 140 dages lagring. Dette skøn afviger ikke fra modelberegninger af tab af organisk tørstof under lagring af gylle (Sommer et al., 2003).

Tabel 4.2 Tab af tørstof og kvælstof ved kompostering af dybstrøelse og lagring af fast husdyrgødning og gylle i mere end fire måneder ab stald (Poulsen et al., 2001)

Gødning	Tørstofftab	N-tab uden overdækning	N-tab med overdækning
	(%)	(%)	(%)
Alle dyrearter - gylle	5	6-9	< 2
Afgasset gylle*	40	21	< 4
Alle dyrearter – dybstrøelse	45	30-40	15-20**
Fast svinegødning	45	40	20**
Fast kvæggødning	10	15	8**

* Ved udsendelse af gasformige kulstofforbindelser fra biogasanlæg og under lagring samt kvælstoftab under lagring. Der er ikke væsentlige kvælstoftab under afgangning af gylle i biogasanlæg.

** Det antages at overdækning eller komprimering kan reducere kvælstoftabet med ca. 50%

4.4 Indflydelse af gødningsbehandling og -lagring på tilgængeligheden af næringsstoffer

Planteudnyttelse af afgasset og ubehandlet gylle

Letomsætteligt organisk materiale i ubehandlet gylle kan bidrage til omsætning af uorganisk kvælstof til organisk kvælstof (immobilisering) efter tilførsel til marken (Sørensen & Amato, 2002). Immobiliseringen af uorganisk kvælstof betyder, at plantetilgængeligheden af det tilførte kvælstof midlertidigt reduceres, indtil det organiske kvælstof omdannes til plantetilgængeligt ammonium (NH_4) og nitrat (NO_3). Som nævnt omsættes letomsættelige kulstofforbindelser og organisk kvælstof under afgang af gylle i biogasanlæg, hvorved indholdet af plantetilgængeligt ammonium øges. Det lavere indhold af letomsættelige kulstofforbindelser i afgasset gylle betyder, at størrelsen og varigheden af kvælstofimmobiliseringen mindskes (Kirchmann & Lundvall, 1993). Ligeledes kan en reduceret tilførsel af letomsættelige kulstofforbindelser mindske udsendelsen af lattergas (N_2O) ved anvendelse af afgasset gylle (Petersen, 1999). Afgasningen bevirker, at gyllen bliver tyndere, hvorved den bedre kan infiltrere i jorden. Alt i alt medfører afgang, at den potentielle førsteårsvirkning af gyllen øges, og gødningsvirkningen bliver mere forudsigelig. Kvælstofdoseringsen kan altså foregå mere præcist med afgasset gylle. Imidlertid er forudsætningen for en præcis gødskning, at gyllen bliver nedpløjet eller nedfældet omhyggeligt og hurtigt for at reducere ammoniakfordampningen (Petersen, 1996).

Det er vanskeligt at foretage en direkte sammenligning af afgasset og ubehandlet gylle, da

den afgassede gylle ofte er en blanding af forskellige typer gødning, og som har fået tilført andet organisk materiale som f.eks. slagteriaffald, der ikke findes i den ubehandlede gylle. Ved sammenligning af afgasset og ubehandlet gylle kan resultaterne afhænge af, om der som ubehandlet gylle vælges en kvæg- eller svinegylle. Der er lavet undersøgelser, hvor rågylle, dvs. gylle iblandet industriaffald, er udtaget før afgang og sammenlignet med tilsvarende gylle efter afgang. Rågyllen var markant anderledes end både afgasset og almindelig ubehandlet gylle og havde en betydeligt dårligere førsteårsvirkning på grund af kvælstofimmobilisering (Sørensen & Birkmose, 2002). Rågylle udtaget før afgang anses derfor ikke umiddelbart for at kunne anvendes som sammenligningsgrundlag, når afgasset og ubehandlet gylle skal sammenlignes.

I Rubæk et al. (1996) blev ubehandlet kvæggylle sammenlignet med afgasset gylle, som bestod af en blanding af kvæg- og svinegylle tilsat 20% organisk materiale. Der blev målt højere kvæstoffoptagelse i marken tilført den afgassede gylle, men som følge af ammoniakfordampning var kvæstoffvirkningen af både afgasset og ubehandlet gylle betydeligt ringere end udbyttet ved tilførsel af en tilsvarende mængde kvælstof i mineralsk handelsgødning (Rubæk et al., 1996). Hvis ammoniaktabene minimeres, vil kerneudbytte og kvæstoffoptagelse være af samme størrelsesorden efter udbringning af samme mængder uorganisk kvælstof i henholdsvis afgasset gylle og handelsgødning (Sørensen & Birkmose, 2002).

I en gennemgang af flere markforsøg er der generelt kun fundet små og usikre forskelle i udnyttelsen af hhv. afgasset og ubehandlet gylle (Petersen, 1996). Det hænger formentlig sammen med, at ammoniakfordampning modvirker de positive effekter, der er af et

øget ammoniumindhold og et lavere indhold af kvælstofimmobiliserende organiske forbindelser i afgasset gylle. Resultaterne af markforsøgene bekræfter således, at det er nødvendigt med stor omhu ved udbringning af afgasset gylle, såfremt man vil drage fordel af gyllens højere gødningsværdi.

Lagringens indflydelse på udnyttelsen af kvælstof i fast husdyrgødning

Da der ved kompostering af fast husdyrgødning kan tabes op mod halvdelen af den oprindelige kvælstofmængde ved gasformige tab, reducerer processen den totale mængde kvælstof, der er til rådighed på en ejendom. Kvælstoftab under kompostering betyder, at komposteret gødning ofte kun indeholder små mængder ammoniumkvælstof sammenlignet med ikke-komposteret gødning, og da det er letomsætteligt organisk kvælstof, der går tabt, er tilgængeligheden af den resterende kvælstof reduceret. Indholdet af letomsætteligt kulstof i gødningen er dog også reduceret, hvilket vil mindske kvælstofimmobiliseringen efter udbringning i marken (Thomsen & Olesen, 2000).

Optagelsen af kvælstof fra komposteret og ikke-komposteret fast gødning er undersøgt i flere forsøg, og generelt bevirker kompostering en betydeligt reduceret kvælstoftilgængelighed i den første vækstsæson efter tilførsel. Det antages, at kvælstof udbragt i komposteret gødning er halvt så tilgængeligt som kvælstof udbragt i ikke-komposteret gødning (Castellanos & Pratt, 1981). Markforsøg bekræfter denne antagelse, idet Eghball & Power (1999) fandt, at der i det første år blev optaget 15% af kvælstof fra ikke-komposteret kvæggødning og 8% fra komposteret kvæg-

gødning. I et andet forsøg med kvæg-gødning blev kvælstofoptagelsen reduceret fra 28% af totalt tilført kvælstof i frisk gødning til 9% i komposteret gødning (Brinton, 1985). Kompostering af fjerkrægødning reducerer ligeledes tilgængeligheden af det kvælstof, der er til rådighed efter lagringen (Sims et al., 1992).

Under danske forhold blev der ved forårstilførsel af ikke-komposteret fast husdyrgødning til vårbyg optaget ca. 15% af det tilførte kvælstof (Jensen et al., 1999). Ved tilførsel af hhv. komposteret og anaerobt (uden ilt) lagret fast staldgødning om efteråret før såning af vinterhvede optog hveden 7-8% af det tilførte kvælstof uanset lagringsmetoden (Thomsen, 2001). Når der ikke blev optaget mere kvælstof fra den anaerobt lagrede gødning, som indeholdt mere uorganisk kvælstof end den komposterede gødning, skyldes det, at en stor del af det uorganiske kvælstof gik tabt ved nitratudvaskning i løbet af efterår og vinter.

Eftervirkningen af komposteret gødning er af nogenlunde samme størrelsesorden som ikke-komposteret gødning. Både i første eftervirkningsår (vækstsæsonen året efter udbringning) og det andet eftervirkningsår optages således den samme mængde kvælstof fra komposteret og ikke-komposteret gødning (Kirchmann, 1989; Paul & Beauchamp, 1993). Danske undersøgelser viser, at der i første eftervirkningsår bliver optaget 3% af det oprindeligt tilførte kvælstof uanset om gødningen har været komposteret eller lagret anaerobt (Thomsen, 2001). Den lavere tilgængelighed af kvælstof i komposteret gødning i tilførselsåret opvejes altså ikke af en højere tilgængelighed i de efterfølgende år.

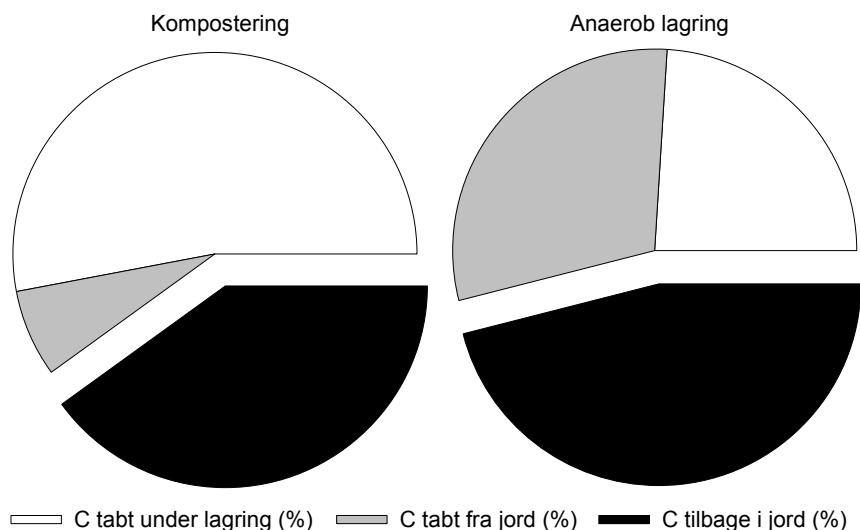
4.5 Gødningstilførsels indflydelse på jorden

Lagringens betydning for tilbageholdelse af organisk stof i jord

Indholdet af organisk stof har betydning både for jordens generelle frugtbarhed og for dens strukturelle egenskaber. Da omsætningen af fast og flydende husdyrgødning påvirkes af lagringsforholdene, vil den organiske stofmængde der tilføres og fastholdes i marken både kvantitativt og kvalitativt være afhængig af lagringen. Efter tilførsel til jord vil omsætningen af ubehandlet gødning, som stadig indeholder letomsætteligt materiale, forløbe hurtigere end omsætningen af gødning, hvor der under lagringen har fundet en omfattende omsætning sted ved afgang eller kompostering.

Følges den samme mængde organisk stof fra fast gødning lagret enten anaerobt (iltfrit) eller under kompostering og til gødningen er udbragt i jorden, viser det sig, at den samme mængde organisk stof bliver fastlagt i jorden

uanset lagringsmetode. Forskellen på de to systemer er, at kulstoffet i den komposterede gødning går tabt under lagringen, medens det organiske stof i anaerobt lagret gødning går tabt kort tid efter udbringning (Thomsen & Olesen, 2000). Som konsekvens heraf er der ca. ni måneder efter tilførsel til jorden ikke væsentlige forskelle på, hvor meget organisk stof jorden har tilbageholdt efter tilførsel af hhv. komposteret og anaerobt lagret gødning (figur 4.2). Det kan antages, at da det alene er de letomsættelige organiske forbindelser, der nedbrydes under kompostering, medens fibermaterialet ikke nedbrydes, vil der ikke på langt sigt være forskel på kulstofindholdet i jorden ved direkte tilbageføring af husdyrgødning til jorden og ved kompostering af husdyrgødningen før udbringning på markerne (Christensen et al., 1996). En anden undersøgelse har dog i modsætning til denne antagelse vist, at der sker en større tilbageholdelse af kulstof i jord, når organisk materiale komposteres frem for, at tilsvarende materialer lagres uden kompostering (Kirchmann & Bernal, 1997).



Figur 4.2 Sammenligning af kulstofftab under og efter anaerob lagring og kompostering af fast husdyrgødning. Tabet fra jord blev målt i laboratorieforsøg over 266 dage. Efter Thomsen & Olesen (2000)

Sammenlignes tilbageholdelsen af kulstof i jord efter tilførsel af afgasset og ubehandlet gylle, findes der tilsvarende forskelle som for fast gødning tilført med eller uden forudgående kompostering. Efter tilførsel af frisk svinegylle gik 65% af kulstoffet tabt i de efterfølgende 70 dage, medens kulstofafgivelsen fra afgasset gylle svarede til 45-48% af det totale kulstofindhold (Kirchmann & Lundvall, 1993). I de nævnte undersøgelser er der ikke beregnet en samlet balance for kulstofftilbageholdelsen i jord, hvor kulstofftabet under afgangningen inkluderes. En sådan balance blev forsøgt udviklet af Salomonsen (2000), men resultaterne var ikke entydige. Ved afgangning af gylle er det som ved kompostering de letomsættelige forbindelser, der nedbrydes, og det kan forventes, at bioforgasning af gylle ikke har en negativ virkning på jordens indhold af organisk stof, når effekten bestemmes over længere tid (Christensen et al., 1996).

I økologisk jordbrug er især ønsket om opretholdelse af jordens kulstofindhold tungtvejende i argumentationen mod biogasproduktion (Salomonsen, 2000). Ligeledes anser økologiske jordbrugere tilførslen af de større mængder uorganisk kvælstof i afgasset gylle som problematisk, da dette kvælstof forventes at medvirke til nedbrydning af organisk stof i jord (Salomonsen, 2000). Der findes dog ikke belæg for, at tilførsel af uorganisk kvælstof generelt virker nedbrydende på organisk stof i jord (Fog, 1988). Ved en vurdering af hvorvidt den samlede tilførsel af kulstof til jorden påvirkes af, om gylle afgasses eller ej, skal der indregnes, hvorvidt der i biogasanlæggene tilsættes organiske affaldsstoffer til gyllen for at øge energimængden. Den anvendte biomasse kan i nogen grad kompensere for kulstofftabet under afgangningen, idet det antages, at affaldet ellers ville være blevet afbrændt eller kørt på deponi. Økologiske landmænd vil nødvendigvis skulle stille stramme krav til sortering og

forbehandling af biomasse der blandes i gylle, der efter behandling anvendes som gødning på deres ejendomme.

Gødningstilførsels indflydelse på jordens biologiske aktivitet

Det har ikke været muligt at finde litteratur, som belyser, om der kvalitativt er forskel på jordens biologiske aktivitet ved anvendelse af dels afgasset og ubehandlet gylle, dels komposteret og ikke-komposteret fast gødning. Der findes dog relevante undersøgelser omkring anvendelse af forskellige typer gødning og disses indflydelse på jordens biologiske aktivitet, som her vil blive omtalt.

Hansen & Engelstad (1999) tilførte separeret og fortyndet gylle samt fast gødning og urin til jord og bestemte efterfølgende bestanden af regnorme. Formålet var at undersøge, om en eventuel toksisk virkning af gylle på regnorme kunne mindskes ved enten fortynding med vand eller ved separering. Gylletypen havde dog ingen indflydelse på bestanden af regnorme. Derimod øgede tilførsel af fast husdyrgødning bestanden af regnorme på grund af den større tilførsel af organisk stof i denne gødningstype. Tilsyneladende er der også en stærk positiv sammenhæng mellem regnormebestand og tilførsel af kvælstofgødning, da regnormene responderer positivt på øget plantevækst forårsaget af kvælstoftilførslen (Edwards & Lofty, 1982). Regnormebestanden øges således både ved tilførsel af organisk materiale og kvælstofgødning. En evt. mindre tilbageførsel af organisk stof efter afgangning af gylle vil altså ikke nødvendigvis bevirke lavere regnormebestand, hvis den afgassede gylles værdi som næringskilde for plantevækst samtidig er øget.

I et omfattende schweizisk markforsøg er der siden 1978 dyrket afgrøder med tilførsel af forskellige typer husdyrgødning og handels-

gødning (Oehl et al., 2002). I undersøgelsen gødes biodynamiske parceller med komposteret fast gødning og økologiske parceller med ikke-komposteret husdyrgødning. Der er ligeledes parceller som dyrkes konventionelt, og som tilføres handelsgødning hhv. med og uden tilførsel af anaerobt lagret fast gødning plus gylle. I de konventionelt dyrkede parceller anvendes pesticider til bekæmpelse af ukrudt og sygdomme. Der er påpeget adskillige forskelle mellem jord dyrket ikke-konventionelt og konventionelt. Det er især den biologiske aktivitet, der er blevet øget ved økologisk og biodynamisk dyrkning, medens dyrkningsmetoderne har givet mindre udslag i jordens fysiske og kemiske egenskaber (Mäder et al., 2002). Der har i forsøgsperioden været indhøstet lavere udbytter i de biodynamisk og økologisk dyrkede led end i de konventionelle led (Fließbach & Mäder, 2000), og dermed er der formentlig høstet færre næringsstoffer. Set i forhold til de forskellige gødningsmængder, der har været tilført de biodynamisk og økologisk dyrkede afgrøder, er der dog fjernet en forholdsvis større del af den tilførte gødning end i det konventionelle dyrknings-system. Forskellene i biologisk aktivitet kan altså ikke alene tilskrives en mindre bortførsel af næringsstoffer i disse afgrøder, idet der selv ved en mindre nettotilførsel af næringsstoffer alligevel er en større biologisk aktivitet i jord dyrket efter biodynamiske eller økologiske principper end i konventionelt dyrket jord.

Generelt blev de største forskelle i jordparametre i det schweiziske forsøg fundet mellem konventionelt dyrkede og organisk dyrkede parceller. I disse led er der ud over forskelle i gødningstilførsel også den væsentlige forskel, at økologiske landmænd ikke anvender pesticider med deraf følgende større diversitet i f.eks. ukrudtsflora og insektforekomst i de usprøjtede parceller (Mäder et

al., 2002). Forsøgene kan derfor vanskeligt benyttes til at uddrage effekten af kompostering af fast staldgødning eller af-gasning af gylle. Imidlertid viser undersøgelsen, at den komposterede gødning har en positiv effekt på jordens mikrobielle biomasse sammenlignet med andre former for husdyrgødning, men den større biologiske aktivitet har ikke haft en effekt på udbyttet (Fließbach & Mäder, 2000). Den positive effekt på den mikrobielle biomasse skyldes tilstedeværelsen af stabiliserede organiske forbindelser dannet under komposteringsprocessen. Kompost ser altså ud til at være mere effektiv i forbindelse med opbygning af mikrobiel biomasse i jorden sammenlignet med ikke-komposteret gødning.

Et generelt problem i det schweiziske forsøg og i andre undersøgelser, der sammenligner forskellige produktionssystemer, er, at udgangsmaterialerne ikke har været de samme. Det betyder f.eks., at komposteret gødning kan komme fra en anden husdyrproduktion end ikke-komposteret gødning, og derved kan gødningerne, der sammenlignes, stamme fra forskelligt fodrede dyr og ved anvendelse af forskellige typer og mængder af strøelse. Der skal derfor tages forbehold ved tolkningen af resultaterne, når man ønsker at vurdere effekten af en gødningstypes lagringsbetingelser.

4.6 Videnbehov

Der er behov for helhedsorienterede undersøgelser i et produktionssystem, hvor gødning og halm håndteres fra stald til mark, og gødningen håndteres som gylle, afgasset gylle og fast staldgødning. I gyllesystemet bliver halmen ikke strøet i stalden, og derfor skal den indgå i undersøgelsen ved udbringning i marken.

I undersøgelsen bør indgå følgende komponenter:

- Tab og omlejring af næringsstoffer og kulstof ved afgangning af gylle i biogasanlæg, lagring af gødning som gylle og ved kompostering af fast staldgødning eller dybstrøelse.
- Lagringens (\pm afgangning, \pm kompostering) kvantitative og kvalitative indflydelse på jordens indhold af C og N på kort og langt sigt. Udgangspunktet skal være identiske gødninger, så det alene er lagringsbetingelserne, der varierer.
- Planteudnyttelse af afgasset og ubehandlet gylle samt komposteret og ikke-komposteret fast husdyrgødning ved anvendelse af gødninger, som er identiske før behandling.
- Gasformige tab (N_2 , N_2O) ved anvendelse af afgasset og ubehandlet gylle samt komposteret og ikke-komposteret fast husdyrgødning.
- Udnyttelse og marktab af næringsstoffer ved anvendelse af afgasset gylle baseret på tilsætning af halm eller energirige afgrøder før afgangning.

4.7 Litteratur

- Brinton, W.F. 1985. Nitrogen response of maize to fresh and composted manure. *Biol. Agric. Agric.* 3, 55-64.
- Castellanos, J.Z. & Pratt, P.F. 1981. Mineralization of manure nitrogen – correlation with laboratory indexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 354-357.
- Christensen, B.T., Meyer, N.I., Nielsen, V. & Søgaard, C. 1996. Biomasse til energi og økologisk jordbrug. Rapport nr. R-002, Institut for Bygninger og Energi, Danmarks Tekniske Universitet, Lyngby. 57 pp.
- Cobb, S.A. & Hill, D.T. 1993. Modelling nitrogen ratio in animal waste methanogenesis. Paper presented at the American Society of Agricultural Engineering meeting, St. Joseph, Michigan, p. 16.
- Edwards, C.A. & Lofty J.R. 1982. Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soil. *Soil Biol. Biochem.* 14, 515-521.
- Eghball, B. & Power, J.F. 1999. Composted and noncomposted manure application to conventional and no-tillage systems: corn yield and nitrogen uptake. *Agron. J.* 91, 819-825.
- Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E. & Doran, J.W. 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* 26, 189-193.
- Fließbach, A. & Mäder, P. 2000. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.* 32, 757-768.
- Fog, K. 1988. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 63, 433-462.
- Forshell, L.P. 1993. Composting of cattle and pig manure. *J. Vet. Med. B.* 40, 634-640.
- Hansen, S. & Engelstad, F. 1999. Earthworm populations in a cool and wet district as affected by tractor traffic and fertilisation. *Appl. Soil Ecol.* 13, 237-250.

- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., & Travis, G.R. 2001. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.* 30, 376-386.
- Hellebrand, H.-J. & Kalk, W.-D. 2000. Emission caused by manure composting. *Agrartechnische Forschung* 6 (Heft 2). E26-E31.
- Husted, S. 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.* 23, 585-592.
- Jensen, B., Sørensen, P., Thomsen, I.K., Jensen, E.S. & Christensen, B.T. 1999. Availability of nitrogen in ¹⁵N-labeled ruminant manure components to successively grown crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 416-423.
- Jeris, J.S. & Regan R.W. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting. *Compost Science*, 14, 8-15.
- Kirchmann, H. & Bernal, M.P. 1997. Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1747-1753.
- Kirchmann, H. & Lundvall, A. 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig slurry and cattle slurry. *Biol. Fertil. Soils* 15, 161-164.
- Kirchmann, H. 1989. A 3-year N balance study with aerobic, anaerobic and fresh ¹⁵N-labelled poultry manure. In *Nitrogen in organic wastes applied to soils*. (Eds: Hansen, J.A. Henriksen, K.). Academic Press, London. pp 113-125.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Martins, O. & Dewes, T. 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Biores. Technol.* 42, 103-111.
- Oehl, F., Oberson, A., Tagmann, H.U., Besson, J.M., Dubois, D., Mäder, P., Roth, H.-R. & Frossard, E. 2002. Phosphorus budget and phosphorus availability in soils under organic and conventional farming. *Nut. Cycl. Agroecosyst.* 62, 25-35.
- Osada, T., Sommer, S.G., Dahl, P. & Rom, H.B. 2001. Gaseous emission and changes in nutrient composition during deep litter composting. *Acta Agric. Scand., Section B, Soil Plant Sci.* 51, 137-142.
- Paul, J.W. & Beauchamp, E.G. 1993. Nitrogen availability for corn in soils amended with urea, cattle slurry, and solid and composted manures. *Can. J. Soil Sci.* 3, 253-266.
- Petersen, J. 1996. Husdyrgødning og dens anvendelse. SP rapport nr. 11, 160 pp.
- Petersen, S. O. 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *J. Environ. Qual.* 28, 1610-1618.
- Petersen, S.O., Lind, A.M. & Sommer, S.G. 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *J. Agric. Sci.* 130, 69-79.
- Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normalt 2000. DJF-rapport nr. 36, 152 pp.

- Rubæk, G.H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., & Sommer, S.G. 1996. Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci.* 126, 481-492.
- Salomonsen, K.B. 2000. Potentiale og barrierer for biogasproduktion i Danmark ved omfattende økologisk brug. Ph.D.-afhandling. Rapport R-041, Institut for Bygninger og Energi, Danmarks Tekniske Universitet. 83 pp.
- Sims, J.T., Murphy, D.W. & Handwerker, T.S. 1992. Composting of poultry wastes: implications for dead poultry disposal and manure management. *J. Sustain. Agric.* 2, 67-82.
- Sommer, S.G. & Husted, S. 1995. Chemical composition of the buffer system in livestock and biogas plant digested slurry. *J. Agric. Sci.* 124, 45-53.
- Sommer, S.G. 1997. Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmos. Environ.* 31, 863-868.
- Sommer, S.G. 2000. Næringsstof og kulstof tab ved kompostering samt gødskningsværdien af kompost. I *Næringsstofudnyttelse fra stald til mark i økologisk jordbrug* (Ed. Sommer, S.G. & Eriksen, J.). FØJO rapport nr. 7, 21-29.
- Sommer, S.G. 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *Eur. J. Agron.* 14, 123-133.
- Sommer, S. G., S. O. Petersen and H.B. Møller, 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient cycling in agroecosystems*. Accepteret med krav om tilpasning.
- Sørensen, P. & Amato, M. 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.* 16, 81-95.
- Sørensen, P. & Birkmose, T. 2002. Kvælstofudvaskning efter gødsning med afgasset gylle. *Grøn Viden - Markbrug* 266, 4 pp.
- Sørensen, P. 1998. Effects of storage time and straw content of cattle slurry on the mineralization of nitrogen and carbon in soil. *Biol. Fertil. Soils* 27, 85-91.
- Thomsen, I. K. 2000. C and N transformations in ¹⁵N-cross-labelled solid ruminant manure during anaerobic and aerobic storage. *Biores. Technol.* 72, 267-274.
- Thomsen, I. K. 2001. Recovery of nitrogen from composted and anaerobically stored manure labelled with ¹⁵N. *Eur. J. Agron.* 15, 31-41.
- Thomsen, I.K. & Olesen, J.E. 2000. C and N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. *J. Agric. Sci.* 135, 151-159.
- Tiquia, S.M. & Tam N.F.Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environ. Pollut.* 110, 535-541.

5 Dyrkning af energiafgrøder samt udnyttelse af sol og vind

Uffe Jørgensen, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning
Erik Fløjgård Kristensen, Afd. for Jordbrugsteknik, Danmarks JordbrugsForskning

5.1 Sammendrag

Energiudnyttelse af husdyrgødning i biogasanlæg kan suppleres med afgrøder dyrket målrettet til energianvendelse. Halm fra økologisk jordbrug kan ikke forventes udnyttet i større omfang til energi, således som det er tilfældet i konventionelt jordbrug. Energiafgrøder til dyrkning i økologisk jordbrug bør kunne udnyttes uden at fjerne næringsstoffer fra dyrkningssystemet og uden at belaste jordens kulstofbalance samtidig med, at afgrøderne skal være robuste mod sygdomme og skadedyr samt give et godt energiudbytte.

Der gennemgås tre eksempelafgrøder (kløvergræs, raps og elletræ) udvalgt til henholdsvis omsætning i biogasanlæg, oliepresning og termisk omsætning. Kløvergræs er i forvejen en central afgrøde i økologisk jordbrug, og på rene planteavlsbrug kan en udnyttelse i biogasanlæg sammenlignet med grønbrak give mulighed for en bedre fordeling af kvælstof i sædskiftet samtidig med, at der opnås et energiudbytte. Raps kan være vanskelig at dyrke økologisk, men kan til gengæld forholdsvis nemt presses lokalt til olie til traktordrift samt rapskage til fodring. Dodder, en alternativ olieafgrøde, gennemgås kort. Elletræer er kvælstoffikserende og derfor en interessant afgrøde for produktion af ved til stokerfyr eller eventuelt til kombineret strøm- og varmeproduktion i en Stirlingmotor.

En energiproduktion i økologisk landbrug bør tænkes ind i sammenhænge, således at der

også kan opnås andre miljømæssige eller økonomiske fordele. Det kan fx være sædskiftefordele, øget diversitet i landbrugslandskabet, beskyttelse af grundvandskvalitet, forbedret selvforsyning med næringsstoffer eller samproduktion med husdyr.

Økologiske brug kan tænkes at købe "grøn strøm" produceret på vedvarende energianlæg fra det almindelige elnet. Det er dog også muligt at opstille egne husstandsmøller, eller at udnytte solceller fx på lugevogne eller lugeroboter.

5.2 Indledning

Der kan udvindes energi af eksisterende biomasseressourcer såsom gylle, kartoffeltoppe og anden letomsættelig biomasse i biogasanlæg som beskrevet i kapitel 3. Potentialet for fortrængning af fossil energi via biogasproduktion af økologisk husdyrgødning er ca. 0,8 GJ ved det nuværende omfang og sammensætning af økologisk jordbrug i Danmark. Det er lidt mere end det direkte elforbrug ved den nuværende drift af økologisk jordbrug (se kapitel 7).

Da udnyttelse af halm fra økologisk jordbrug til energiformål ikke anses for relevant i større omfang (bortset fra den del, der passerer et biogasanlæg efter at have været benyttet til strøelse), vil et øget bidrag af energi fra biomasse i økologisk jordbrug kræve dyrkning af deciderede energiafgrøder. Dette kan ske på

de eksisterende brakarealer, der i år 2002 udgjorde godt 17.000 ha (se tabel 7.7), hvoraf godt 10.000 ha var grovfoderbrak og godt 5.000 ha var almindelig brak. Energiafgrødedyrkning kan også tænkes at ske inden for den almindelige omdrift, hvilket bliver nemmere fremover, idet fastkoblingen af energiafgrøder til brakordningen i EU's landbrugspolitik er blevet ophævet i forbindelse med reformen af landbrugspolitikken vedtaget i år 2003. I forbindelse med reformen er det besluttet at give et særskilt tilskud til energiafgrøder på om-

driftsarealer på 45 € ud over den almindelige arealstøtte.

Mange forskellige afgrøder kan anvendes som energiafgrøder. I en gennemgang af danske erfaringer med energiafgrøder nævner Jørgensen og Kristensen (1996) resultater fra 13 arter (se tabel 5.1), og i en europæisk sammenfatning af viden om energiafgrøder nævnes 36 arter, som har været undersøgt med henblik på energimæssig omsætning (Venendaal et al., 1997).

Tabel 5.1 Afgrøder undersøgt med henblik på energiudnyttelse i Danmark ifølge Jørgensen og Kristensen (1996) samt arealomfang af dyrkning (ikke nødvendigvis økologisk) i 2003 (Direktoratet for FødevarerErhverv)

Dansk navn	Latinsk navn	Arealomfang (ha) på brakarealer 2002
Pil	<i>Salix ssp.</i>	949
Elefantgræs	<i>Miscanthus ssp</i>	38
Hvede	<i>Triticum aestivum</i>	0
Rug	<i>Secale cereale</i>	0
Triticale	<i>Triticosecale</i>	0
Raps	<i>Brassica napus</i>	21.196
Orientalisk takkeklap	<i>Bunias orientalis</i>	0
Solsikke	<i>Helianthus annuus</i>	0
Jordkok	<i>Helianthus tuberosus</i>	0
Japansk pileurt	<i>Reynoutria japonica</i>	0
Dodder	<i>Camelina sativa</i>	0
Rørgræs	<i>Phalaris arundinacea</i>	0
Klinter	<i>Agrostemma githago</i>	0

Valget af afgrøde afhænger dels af de efterfølgende konverteringsprocesser, idet bioforgasning, oliepresning og direkte forbrænding stiller vidt forskellige krav til biomassen. Dernæst er gode egenskaber for energiafgrøder en kombination af lave omkostninger ved etablering, pasning og høst med dyrkningsstabilitet (modstandsdygtighed mod biotisk og abiotisk stress) og højt udbytte. Specielt for økologisk jordbrug er modstandsdygtighed over for syg-

domme, skadedyr og ukrudt samt egen forsyning med kvælstof af særlig betydning.

Grundlæggende er det naturligvis vigtigt, at afgrøderne har en positiv energibalance, således at energiudbyttet ikke går op i energiforbrug til dyrkning og transport. Som det fremgår af tabel 5.2 har hidtidige analyser da også påvist positive energibalancer, men dog med nogen forskel mellem afgrødetyper og kon-

verteringsprocesser. I de hidtil gennemførte analyser er biprodukter såsom rapskage eller kvælstof fra kløvergræs dog ikke blevet værdis-

sat, hvilket vanskeliggør en korrekt sammenligning.

Tabel 5.2 Energibalancer (energiudbytte/energiforbrug) for dyrkning, transport og evt. konvertering før energiudnyttelse af forskellige energiafgrøder. For vinterraps er der regnet både på forbrænding af hele afgrøden, udnyttelse af rapsolie-metylester (RME) og direkte udnyttelse af rapsolie

	Pil ¹	Elefantgræs ¹	Vinterrug ¹	Vinterraps ¹ (helsæd)	Vinterraps ² (RME+halm)	Vinterraps ³ (olie+halm)	Kløvergræs ⁴
Udbytte (t ts/ha)	9	9	10	3 (frø) 2,6 (strå)	2,7 (frø) 2,2 (strå)	2,7 (frø) 3,3 (strå)	8
Vandindhold % ved høst	50	10	15	9 (frø) 15 (strå)	9 (frø) 15 (strå)	9 (frø) 15 (strå)	83
Energiudbytte, GJ/ha (nedre brændværdi)	147	161	171	116	RME: 31 Kage+glyc.:? Halm: 38	Olie: 37 Kage:39 Halm:57	
Energiforbrug dyrkning, høst og transport til værk, GJ/ha	10,3	8,8	18,1	19,4	12,2	12,2	
Energiforbrug olie og RME-fremst., GJ/ha	-	-	-		10,5	2,1	
Totalt energiinput, GJ/ha	10,3	8,8	18,1	19,4	22,7	14,3	
Nettoenergi-udbytte, GJ/ha	137	152	153	97	?	118	
Energibalance	14	18	10	6	1,4 (kun RME) 3 (RME+halm)	3 (kun olie) 7(olie+halm)	7 (ensileret) 13 (direkte)

1: European Energy Crop Overview – Country report Denmark. Jørgensen & Kristensen (1996)

2: EMBIO – Energistyrelsens model til økonomisk og miljømæssig vurdering af biobrændstoffer. COWI (1997)

3: Rapsolie til transport 1: Energibalance og CO₂-balance. Bugge (2000a)

4: Kløvergræs som energiafgrøde. Jørgensen og Hannibal (1997)

I det efterfølgende er afgrøderne kløvergræs, raps og elletræ udvalgt for en nærmere gen-

nemgang. De repræsenterer hver for sig afgrødetyper, der passer til de tre primære om-

sætningsveje: mikrobiel forgasning/forgæring, oliepresning og direkte forbrænding eller termisk forgasning. Ved valget af afgrøde er det tillige forsøgt at vælge den mest optimale afgrøde til økologisk jordbrug med hensyn til de væsentlige egenskaber nævnt ovenfor. Raps har dog betydelige svagheder med hensyn til næringsstofforsyning og modstandsdygtighed over for sygdomme/skadedyr. Vi har alligevel valgt at gennemgå den her, dels fordi den ofte er blevet trukket frem som en mulig afgrøde til økologisk produktion af bio-drivmidler (Bugge, 2000b), og dels er nem at konvertere decentralt til traktorbrændstof, som ellers er vanskeligt at erstatte med vedvarende energi. Et muligt alternativ til raps gennemgås kort.

5.3 Udvalgte afgrødeeksempler til produktion af biogas, traktorolie og fast brændsel

Kløvergræs til biogasanlæg

Kløvergræs er en helt central kilde til kvælstofforsyningen i økologisk jordbrug (Simonsgaard et al., 1998; Askegaard et al., 1999) og vil blive det i stigende grad, hvis adgangen til brug af gødning fra ikke-økologiske brug begrænses i fremtiden (Tersbøl, 2002a). På rene planteavlsbrug er man ofte nødsaget til at inddrage kløvergræs i sædskiftet som grønbrak for at sikre en tilstrækkelig N-forsyning. Disse arealer afpudsес oftест, idet afgrøden ikke fjernes, men omsættes på marken. Det medfører en ikke-quantificeret risiko for denitrifikation og dannelse af lattergas under de delvist anaerobe forhold i den afhuggede plantemasse. Hvis plantemassen i stedet blev opsamlet og omsat i et biogasanlæg, ville der kunne produceres energi, og den indsamlede kvælstof kunne udbringes der, hvor der er størst behov i sædskiftet.

Fjernelse af det afhuggede kløvergræs vil sandsynligvis øge N-fikseringen i marken, da

fikseringen er negativt korreleret til jordens indhold af uorganisk N (Høgh-Jensen et al., 2004). Udnyttelse af kløvergræsset til biogas kan således forventes at øge N-værdien af kløvergræs i sædskiftet. Dette analyseres nærmere i kapitel 6.

Høj foderværdi af slætgræs vil også betyde et højt gasudbytte, og som udgangspunkt kan man anvende de gængse normer for vurdering af optimalt høsttidspunkt med hensyn til foderværdi til optimering af høsttidspunkter for græs til biogas (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002b).

Ved høst af kløvergræs fjernes store mængder kalium, og det kan være en af årsagerne til den såkaldte "kløvertræthed", som ofte ses på økologiske brug (Askegaard et al., 1999). Kløver og andre N-fikserende arter har et større kaliumbehov end græsser (Mengel & Kirkby, 1982). Det er derfor vigtigt, at der returneres en tilstrækkelig mængde kalium fra biogasanlægget til fortsat kløvergræsproduktion, eller at der benyttes andre kaliumkilder som fx aske, spildevand eller vinasse.

Etablering af kløvergræs kan ske ved udlæg i den foregående afgrøde, hvorved udvaskningen af N efter høst af denne minimeres. De forskellige kløver- og græsarter stiller forskellige krav til jordbund og klima. På almindelig agerjord er hvid- og rødkløver samt almindelig rajgræs de mest foretrukne arter (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002a). På tør jord kan suppleres med hundegræs og rødsvingel. På våd jord kan suppleres med alsikkekløver, engsvingel, timothe og almindelig rapgræs. Endelig kan der isås forskellige andre arter, som kan øge markernes variation og betydning for bier og andre insekter.

Anden dyrkningsteknik for kløvergræs er velkendt og kan findes i de almene dyrkningsvejledninger (Landbrugets Rådgivningscenter,

2002a,b). For en gennemgang af den sædskiftemæssige betydning af kløvergræs henvises til afsnit 6.3.

Raps (eller dodder) til presning af olie til traktordrift

Raps er ofte blevet nævnt som en interessant afgrøde til direkte presning af olie til transportmidler herunder traktorer (Maegaard, 1999; Skøtt, 2001; Staal et al., 2001). Det er også blevet trukket frem i diskussionen, at rapsen kan dyrkes økologisk, således at produktionens miljøbelastning minimeres (Bugge, 2000b).

Økologisk dyrkede proteinafgrøder er efterspurgt med henblik på 100% fodring med økologisk foder. Der kan fodres enten med

hele rapsfrø eller med rapskage. Ved fodring af kvæg med rapsfrø vil arealkravet på den enkelte økologiske ejendom ikke øges i forhold til ved dyrkning af byg som kraftfoder, mens produktion og fodring med rapskager, og dermed en olieproduktion, vil medføre et øget arealkrav (Mogensen et al., 2002). Der er sket en stigning i det dyrkede areal med økologisk raps fra 74 ha i 1998 til knapt 1000 ha i 2002 (tabel 5.3). Rapsarealet udgør dog stadig kun 0,5% af det samlede økologiske areal. Den ringe udbredelse på trods af gode priser på økologiske rapsfrø skyldes, at raps er en vanskelig afgrøde at dyrke økologisk. Den er næringsstofkrævende og sårbar overfor flere skadedyr. Til gengæld har raps en god konkurrenceevne overfor ukrudt og er en god forfrugt i sædskiftet (se afsnit 6.3).

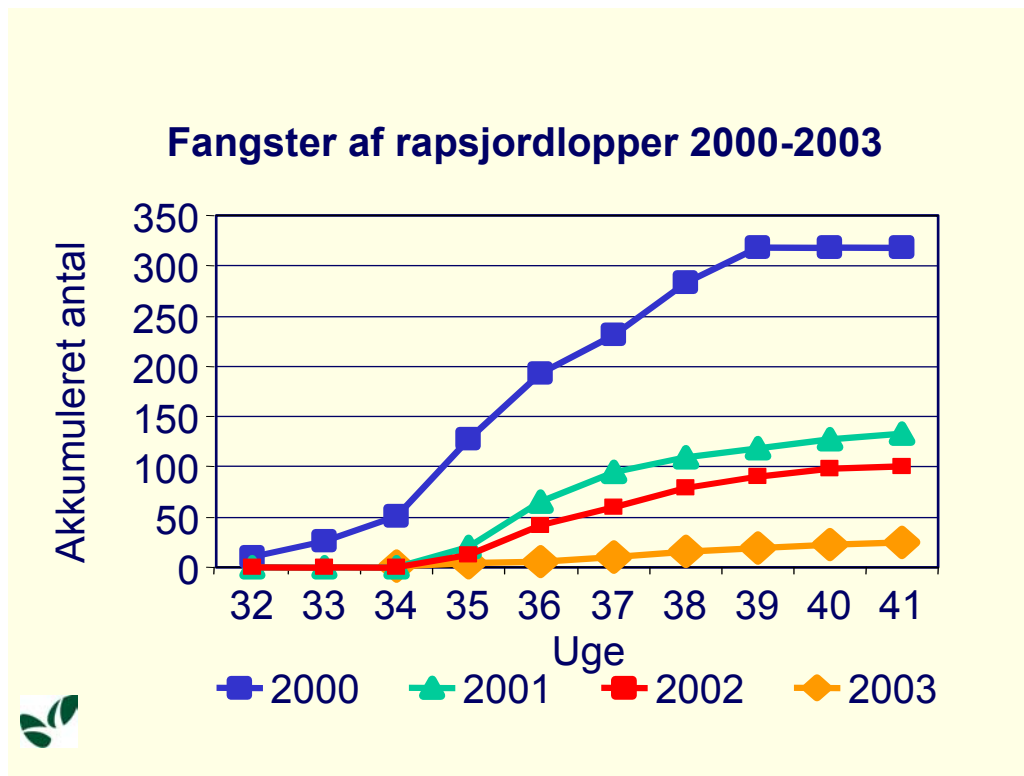
Tabel 5.3 Økologisk vinterrapsareal i ha og i procent af det dyrkede økologiske areal, herunder arealer under omlægning (Tersbøl, 2002b; Inge T. Kristensen, pers. medd.)

	1998	1999	2000	2001	2002
Hektar med vinterraps	74	17	535	378	988
Procent af økologisk areal	0,12	0,02	0,39	0,24	0,54

Det er specielt rapsjordloppen, som kan give fatale skader i vinterraps, således at afgrøden i visse tilfælde må opgives (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002c). Skaden sker dog i løbet af efterår og vinter, således at den kan erkendes så tidligt, at en vårafgrøde kan sås i stedet. Angreb af rapsjordlopper svinger meget fra år til år (se figur 5.1) med tendens til cykliske udsving, og det kan således tænkes, at det bliver muligt at forudsige, hvilke år der vil

blive fornuftige rapsår (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002c).

Glimmerbøsser kan også give problemer i raps. Svenske forsøg tyder på, at skaderne kan reduceres ved at iblande rapsen ca. 10% rybs, som blomstrer lidt før rapsen og dermed holder glimderbøsserne fra at angribe rapsen i knopstadiet (Nielsen, 2003). Det er uvist, om rybsfrø umiddelbart kan presses sammen med rapsfrø.



Figur 5.1 Fangster af rapsjordlopper i vinterraps i planteavlskonsulenternes registreringsnet i efterårene 2000-2003. Efter Petersen (2003)

Der har været en del bekymring for, at spildfrø af raps kunne blive et større problem i økologiske sædskifter. Vinterraps giver færrest problemer, og det er bedst at undlade dyb jordbearbejdning lige efter høst af rapsen, således at frøene kan spises af fugle eller vil spire på overfladen inden senere jordbehandling (Rasmussen, 2004).

Den øvrige dyrkningsteknik for vinterraps er velkendt (Landbrugets Rådgivningscenter, 2003) og vil ikke blive gennemgået her.

I Landforsøgene blev der i år 2000 gennemført dyrkning af økologisk vinterraps på 13 marker, hvilket gav et gennemsnitligt frøudbytte på 2.180 kg/ha med en variation på mellem 500 og 3.850 kg (Tersbøl et al., 2000). I de tilsvarende konventionelle landsforsøg blev

der i gennemsnit af 30 forsøg målt et udbytte på 3.500 kg/ha i målesorten Express med et merudbytte på 780 kg i Artus (Haldrup et al., 2000). Disse resultater indikerer således en udbyttenedgang på 40-50% ved økologisk dyrkning af raps, hvilket naturligvis skal ses i lyset af, at økologisk dyrkning af raps fortsat er under udvikling. I årene 2001 og 2002 gennemførtes kun et enkelt sortsforsøg med udbytter mellem henholdsvis 1.200 og 2.200 kg/ha og 310 og 944 kg (Tersbøl et al., 2001; 2002). De lave udbytter i disse år skyldtes bl.a. rapsjordlopper og for dårlig planteetablering. I 2003, hvor der var meget lille effekt af rapsjordlopper, fandtes igen bedre udbytter (Mejnertsen, 2004). Hansen (2004) mener således, at en målsætning om et udbytte på 3.000-3.500 kg/ha i økologisk vinterraps er realistisk.

Dodder (*Camelina sativa*), også en korsblomstret afgrøde, er et muligt alternativ til dyrkning af raps, idet den er mindre inputkrævende (Zubr, 1998). Dodder har været dyrket almindeligt i Europa indtil 1940-50'erne, hvorefter den gled ud, fordi den med sit høje indhold af polyumættede fedtsyrer ikke kunne bruges til margarinefremstilling. I en periode fra 1983 er der ved KVL gennemført en række forsøg med afgrøden og dens anvendelse til energi og foder (Zubr, 1997; Zubr, 1998). Dodders frøkage har en aminosyresammensætning, som gør den særligt egnet til æglæggende høns (Zubr, 1993; Rokka et al., 2002). Dodder findes både som vinter- og vårsorter. Frøene af vårsorter har et olieindhold på ca. 42%, mens der er ca. 45% olie i vintersorters frø (Zubr, 1997).

Der har været størst anvendelse af vårsorter, som i ældre danske forsøg på lermuldede jorder har givet et gennemsnitligt frøudbytte på 2.100 kg/ha ved gødskning med 93 kg N/ha (Nordestgård, 1961). Der blev kun registreret spredte angreb af sygdomme og skadedyr i forsøgene. Der er færre erfaringer med vintersorter, som kan være mere sygdomsmodtagelige (Zubr, 1997), men som også kan opnå højere udbytter. Ved KVL er høstet op til 3.300 kg/ha i vintersorter (Zubr, 1998). Den mest udbredte sygdom i dodder er meldug, men der findes fuldstændigt resistente sorter, som vil kunne udnyttes i en eventuel forædling (Vollmann et al., 2001). Med henblik på at finde nye proteinkilder til økologiske husdyr, specielt fjerkræ, har Økologisk Landsforening anlagt forsøg med vår- og vintersorter af dodder fra foråret 2003 (Morten Priesholm, personlig meddelelse). Første forsøgsår gav udbytte noget under ovennævnte, men forsøgene fortsætter (se www.eksperimenter.dk/eksperimenter/faktasider/xtema-dodder.html).

Elletræer til termisk omsætning

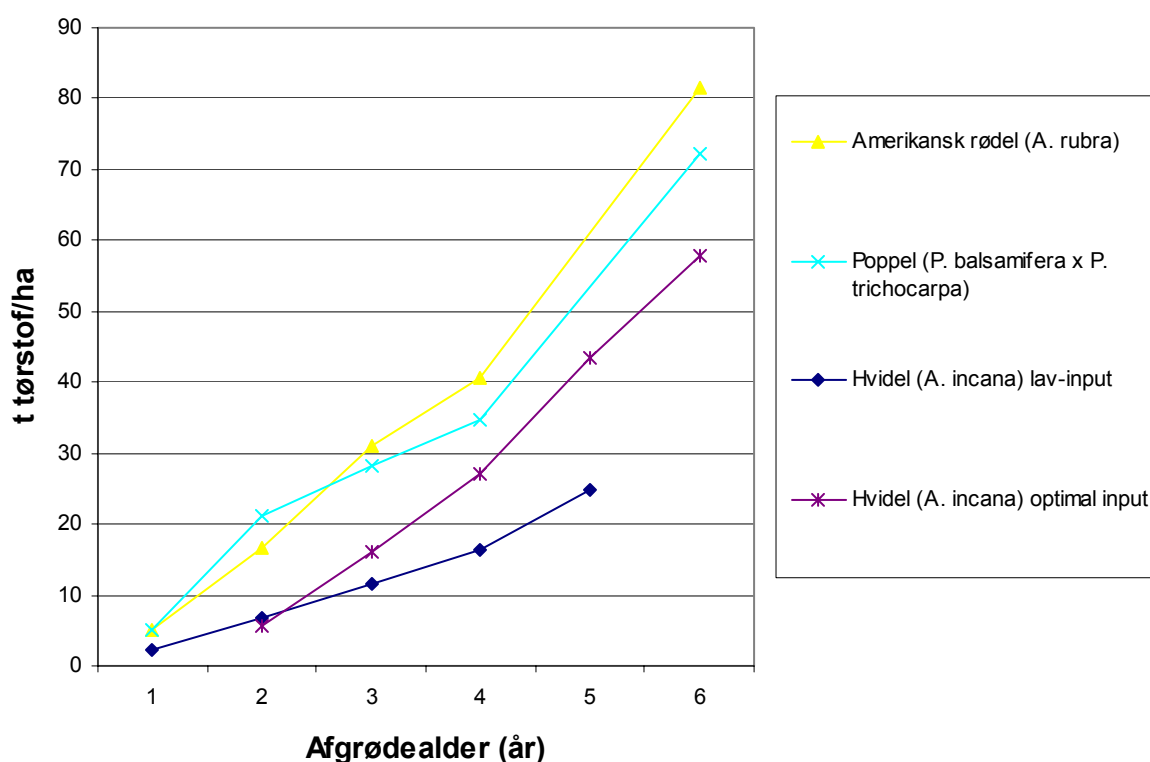
Pil er den mest almindelige vedagtige energi-afgrøde i Danmark (se tabel 5.1), og dyrkningen baserer sig bl.a. på omfattende forskning og udvikling i Sverige, hvor der dyrkes knap 20.000 ha pil (Venendaal et al., 1997). I Danmark dyrkes enkelte arealer med økologisk pil (86 ha i år 2002). Dyrkning af pil vil dog på de fleste jordtyper kræve tilførsel af kvælstofgødning for at opnå et tilfredsstillende udbytte. En alternativ mulighed er samdyrkning med kløver eller andre N-fikserende urter (Granhall, 1994). En mere enkel løsning kan dog være at dyrke elletræer (*Alnus spp.*), som i sig selv er N-fikserende. Der dyrkes i Danmark i dag kun ca. 8 ha med elletræer på landbrugsjord under brakordningen (Direktoratet For FødevarerErhverv, personlig meddelelse), men forsøg i Sverige (Granhall & Verwijst, 1994), Estland (Uri et al., 2002) og Skotland (Proe et al., 2002) har vist, at elletræer kan dyrkes efter tilsvarende principper som pil, blot uden N-gødskning. Dertil kommer, at el er mere modstandsdygtig end pil mod sygdomme og vildtskader (Koppel, 1999; Ulf Granhall, personlig meddelelse).

Kvælstoffikseringen i elletræer sker via symbiose med actinomyceten *Frankia*, der findes i de fleste jorder; men for at sikre optimal nodulering kan frøplanter af el inokuleres med en suspension af knuste ellerodknolde før plantning. Der er gennemført adskillige studier af størrelsen af N-fikseringen i elletræer, og Granhall & Rytter (2003) opsummerer, at der kan fikseres 30-185 kg N/ha/år i ugødede bestande. Sammenlignet med blade af andre løvtræer har blade af elletræer højere N-koncentration, selv ved løvfald, hvilket betyder, at de i højere grad bidrager til opbygning af en organisk kvælstofpulje i jorden (Slapokas og Granhall, 1991). I tætte bestande af hvidel kan ca. 100 kg N/ha/år tilføres jorden med blade (Rytter et al., 1989).

Dyrkning af el har tillige vist sig at øge fosfortilgængeligheden i jorden (Uri et al., 2002), enten via mychorrhiza-aktivitet (Arveby & Granhall, 1998) eller via udskillelse af fosfatase med rodeksudater (Giardina et al., 1995). Hvorvidt den øgede tilgængelighed er vedvarende efter fjernelse af afgrøden, således at det vil kunne gavne fosfortilgængeligheden i et langsigtet økologisk sædskifte, er uvist.

Svenske undersøgelser af el har primært omfattet hvidel/gråel (*A. incana*) og rødæl (*A. glutinosa*), hvoraf hvidel har givet de bedste

udbytteresultater (Ulf Granhall, personlig meddelelse). Amerikansk Rødæl (*A. rubra*) vurderes i Sverige at være for frostfølsom, men har i skotske undersøgelser givet meget gode udbytter (Proe et al., 2002). I Estland er afprøvet tæt plantning af hvidel og hybrid-el (*A. hybrida*) på landbrugsjord uden efterfølgende gødskning eller ukrudtsbekæmpelse. Det gav en tilfredsstillende etablering, men dog med mindre udbytter end i intensivt passede svenske undersøgelser (Uri & Vares, 2002; Granhall & Verwijst, 1994; figur 5.2).



Figur 5.2 Akkumulerede udbytter af el og poppel i Sverige, Estland og Skotland. *A. rubra* og poppel var herbicidrenholdt og ikke gødede (Proe et al., 2002). Høj-input *A. incana* blev vandet og gødet med P og K (Granhall & Verwijst, 1994). Lav-input *A. incana* blev hverken gødet eller ukrudtsreguleret (Uri, 2001)

Rødel er naturligt hjemmehørende i Danmark, hvor den har været benyttet til stævnings-skovdrift i århundreder. Den trives bedst på fugtige jorder, mens hvidel er bedre på sande jorder (Jens Christian Buhl, personlig meddelelse). Rødel skyder efter høst fra stødet, mens hvidel sætter rodskud (Uri & Vares, 2002), som kan genere ved høst.

Hvidel er plantet som en af arterne i de brede bioenergi-læhegn i det økologiske forsøgsareal for kombineret energi og fødevareproduktion ved KVL (Kuemmel et al., 1998). Ved den første høst af læhegnene i 1999/2000 efter 5 vækstår var det årlige udbytte af hvidel dog kun 3,8 ton tørstof/ha sammenlignet med udbytter på 9,4-13,6 ton/ha i forskellige pilearter (www.agsci.kvl.dk/~bek/cfe). På den forholdsvis gode jord ved KVL ville rødel muligvis have ydet bedre.

Et problem ved dyrkning af el er, at den ikke som pil kan formeres med stiklinger (Uri & Tullus, 1999). Selvom der kan anvendes en større planteafstand end for pil (Uri & Vares, 2002), vil plantning af frøplanter sandsynligvis betyde en dyrere etablering (Iflg. Hedeselskabet vil prisen være 2,6-2,9 kr./frøplante).

Hvidel kan dog formeres med rodskud (Uri & Tullus, 1999), hvilket muligvis kan billiggøre etableringen.

5.4 Høst og lagring af energiafgrøder

Af de udvalgte energiafgrøder til økologisk jordbrug gælder for raps og kløvergræs, at der findes velfungerende og kendte høstteknikker i form af henholdsvis mejetærskerhøst og anvendelse af en finsnitter af en eller anden type. Disse kendte teknikker vil ikke blive beskrevet her.

For elletræer findes kun lidt erfaring og viden om maskinhøst af træerne dyrket til energi i en kort omdriftsperiode (4-8 år). Til gengæld er der forsket i og også opbygget praktisk viden vedrørende høst og håndtering af tilsvarende træafgrøder, primært pil og poppel, dyrket med kort omdriftstid til energi (Danfors, 1991; Jørgensen & Kristensen, 1996; Kofman & Spinelli, 1997; Luger, 1999; Hadders, 2002). Specielt poppel har ligheder med el i vækst og struktur, hvorfor erfaringerne herfra kan anvendes ved en bedømmelse af de tekniske muligheder for høst.

Bedste høsttidspunkt er i vinterperioden, når træet kan høstes uden blade og dermed har et lavt næringsstofindhold. Under danske forhold kan vinterhøst være problematisk på grund af dårligt vejr og fugtig jord, som ikke kan bære tunge høstmaskiner. Normalt vil det være fordelagtigt at høste i en periode med frostvejr.

De høstsystemer, som kan anvendes til el, kan inddeles i to hovedgrupper:

1. Helskudshøstere, hvor der sker en fældning af træet, og materialet bundtes eller opsamles løst. Den type maskiner kan enten være traktordrevne eller selvkørende. Normalt lagres og tørres det høstede materiale på marken og snittes, før det leveres eller anvendes til brændsel. Eksempelvis kan anvendes Hvidsted Energy Allrounder, Dansalix pilehøster, Fröb-besta og Segerslätt Empier. Helskudshøsternes kapacitet er ofte kun 5 -10 ton frisk træ pr time. Høsten foretages uafhængigt af den øvrige håndtering. Systemet er fleksibelt og stiller ikke de store krav til logistik.
2. Kombineret høst og flisning. Disse maskiner er selvkørende, selvom der i princippet godt kunne anvendes en ombygget bugseret traktordreven snitter. Høsten sker med kraftige vandretliggende savklinger, og materialet føres via indførings-

valser frem til en snitter. Af denne type maskiner kan nævnes Class Jaguar, hvor basisenheden er en traditionel snitter til landbrugsafgrøder, mens der er udviklet et specielt skærebord til bl.a. energiskov. En anden mulighed er en Austoft, som er en modificeret sukkerrørshøster. Maskinerne har en kapacitet på 20-30 ton frisk træ per time. Ved høsten omlæsses til transportvogn eller lastbil i marken, som så transporterer flisen til lager. Der er således ofte involveret flere køretøjer, hvorfor der her er større krav til logistik.

Ofte vil der være behov for at lagre den høstede flis eller de bundtede træer. Lagres fugtig flis i overdækkede stakke i ca. et halvt år må der forventes et lagringstab på ca. 20% forårsaget af biologisk aktivitet. For træer lagret i helskud vil lagringstabet være væsentligt mindre (2-5%) samtidig med, at der kan opnås en tørring af materialet. Er det muligt at lagre materialet lufttæt ved inddækning med plastfolie, kan tørstof-tab næsten undgås.

Lagring af rapsfrø er velkendt i landbruget. Med henblik på egen presning af olie er det dog vigtigt, at frøene er veltørrede (højest 7,5% vand), da der ellers ikke kan presses tilstrækkeligt megen olie ud af rapskagen.

Det kan også være nødvendigt at lagre kløvergræs med henblik på anvendelse i vinterperioden i biogasanlæg. Det kan ske ved ensilering, hvorved der skal regnes med et tab af tørstof på ca. 15% samt en fordyring af biomassen med godt 50% (Jørgensen & Hannibal, 1997).

5.5 Energiomsætning af energi-afgrøder

Teknikken til energiomsætning af kløvergræs i biogasanlæg er beskrevet i kap. 3, mens der i det efterfølgende er beskrevet teknikker til presning af raps og oliens udnyttelse i diesel-

motorer samt til produktion af varme og strøm ved omsætning af træ.

Raps

Rapsfrø kan presses lokalt på den enkelte gård med en simpel snekkepresse. Det er vigtigt, at frøene indeholder mellem 6,5 og 7,5% vand, da et lavere vandindhold forårsager stort partikelindhold i olien og et øget energiforbrug til presning, mens højere vandindhold reducerer olieudbyttet (Ferchau, 2000). Med sådanne små snekkepresser kan der opnås et olieudbytte på ca. 30% af frøvægten. Den resterende rapskage har da oftest et olieindhold på 15-20%.

Et eksempel på en sådan snekkepresse er SWEA-pressen, der kan presse ca. 30 kg frø i timen ved et elforbrug på ca. 1,1 kWh (Michael Lunderskov, SWEA, personlig meddelelse). Rå rapsolie har et energiindhold på ca. 35 MJ/kg ved et vandindhold på 0,075%, og med en vægtfylde på 0,92 kg/l svarer det til godt 32 MJ/l (Videncenter for Halm- og Flisfyring, 2000). Hvis rapsfrøene ikke har været tilstrækkeligt tørre før presning, kan der dog komme mere vand i olien, og brændværdien falder. Før anvendelse skal olien filtreres igennem membranfiltre, eller man kan blot benytte bundfældning.

I større, men stadig decentrale presser, som kan betjene en gruppe af landmænd, kan der opnås et større olieudbytte – op til 38% (Ferchau, 2000). I endnu større centrale anlæg benyttes ofte varmpresning og evt. kemisk ekstraktion af olien. Ved varmpresning drives frøenes fosforindhold dog ud i olien, således at grænseværdien (motorstandard) for fosforindhold overskrides 15-20 gange (Nordvestjysk Folkecenter, 2002). Varmpresset olie skal derfor igennem en raffinering, før den kan anvendes til motordrift.

Rapsolie er mere tyktflydende, specielt ved lave temperaturer, end både fossil diesel og biodiesel (RME=RapsolieMetylEster). Derfor skal dieselmotorer tilpasses og optimeres med henblik på minimering af emissioner ved anvendelse af rå rapsolie. I Danmark er en række dieselmotorer i personbiler konverteret til rapsolie, og en enkelt traktor (Massey Ferguson 6290, 135 hk) kører på egenproduceret rapsolie hos gårdejer Johannes Jensen i Nøvling.

Konvertering af dieselmotoren skal sikre, at (Nordvestjysk Folkecenter, 2003):

- brændstofsyste­met ikke tilstopper eller reducerer brændstof­tilførslen under kolde vejrforhold
- brændstofpumpen ikke skades ved koldstart
- olien forstøves optimalt i indsprøjt­nings­dyserne for at opnå optimal forbrænding

Rapskage er et hyppigt anvendt kraftfodertilskud til kvæg. De industrielt fremstillede rapskager, som kan købes på markedet, har typisk et olieindhold på 13-15%. Ved et eksperiment med hjemmepressede rapskager til økologiske køer var olieindholdet i rapskagen dog højt (32%) pga. højt vandindhold i frøene ved presning, og det vurderedes at være årsagen til en ydelsesnedgang i forsøgsperioden (Vinsand, 2003). I andre forsøg er der dog opnået en fornuftig ydelse med anvendelse af hele rapsfrø i kombination med korn (Mogensen et al., 2002).

Elletræ

Produktion af varme ved omsætning af træ er en gammelkendt teknik, der dog har undergået en kraftig effektivisering i de seneste år. Hvor virkningsgraden af mindre træfyre blot 10-15 år siden lå på 50-60%, er den nu

steget til omkring 90% (Videncenter for Halm- og Flisfyring, 1999). Dette er gennemført ved ændringer i fyrrummets udformning og ved styring af forbrændingsprocessen. Der blev indført en tilskudsordning til mindre biobrændselskedler (op til 400 kW) i 1995, som blev gradueret efter kedlernes effektivitet, hvilket i særlig grad satte skub i udviklingen. Denne ordning blev fjernet igen med udgangen af år 2002.

Elletræ er let træ, ligesom pil og nåletræ, hvilket har betydning for størrelsen af brændselslageret til en given energiproduktion (Videncenter for Halm og Flisfyring, 1996). Brændværdien per vægtenhed tørt træ afviger til gengæld ikke væsentligt fra andet træ (Rytter, 1996).

Der findes ikke dokumentet erfaring med fyring med elletræ dyrket i kort rotation, men det kan formodentlig ske på samme vis som med pil og poppel dyrket i kort rotation. Der vil oftest være en højere barkandel og dermed et højere mineralindhold i træer dyrket i kort rotation end i skovflis. Træflis af pil kan fyres i stokerfyrede kedler, helst med askesnegl, da der ellers kan opstå problemer med askehåndtering (Gylling, 2001).

Det vil dog være en fordel både økonomisk og med hensyn til muligheden for at dække behovet for flere energikilder på gården, hvis træflisen kan udnyttes til kraftvarmeproduktion. Der er en del forskellige teknikker under udvikling til kraftvarmeproduktion også i en mindre skala, som kan etableres på en enkelt gård (Videncenter for Halm- og Flisfyring, 1999).

Det forholdsvis simple princip i den gammelkendte Stirlingmotor synes særligt lovende med henblik på at etablere en robust teknologi, som er tolerant over for variation i biomassekvalitet og kan udnytte brændsler med høje

vandindhold (Carlsen & Bovin, 2001). Den robuste teknologi sandsynliggør, at produktionen kan ske automatisk med et meget begrænset tilsyn, hvilket vil være nødvendigt ved decentral drift på en gård. Disse fordele opvejer den forholdsvis lave elvirkningsgrad på ca. 20%. Der er blevet testet en række biomassefyrede prototyper af Stirlingmotorer fra 9-75 kW el dels i laboratorium ved DTU, dels hos landmænd på gårde, og der arbejdes på at kunne markedsføre de første biomassefyrede Stirlingmotorer i år 2004 (Carlsen & Bovin, 2001).

5.6 Muligheder for positive sideeffekter ved dyrkning af energiafgrøder

Produktion af biomasse til energi medfører en beslaglæggelse af areal, som kan være i konflikt med ønsker om andre former for udnyttelse. Hvis bioenergi skal spille en mere omfattende rolle i økologisk jordbrug, skal produktionen derfor enten ske på arealer, som ikke bruges til andre formål (fx brakarealer), eller der skal udvikles multifunktionelle biomasseproduktionssystemer, som giver andre output end bare biomasse til energi (Jørgensen & Østergaard, 2003). Et landbrugssystem kan således optimeres med henblik på at maksimere dets samlede "økosystemydelse" i form af varer (fx fødevarer og biomasse til energi), reguleringsmekanismer (fx kuldioxidbinding) og kulturelle ydelser (fx rekreation og landskabsæstetik) (Porter, 2003). Energiafgrøder kan give nogle generelle positive effekter i sædskiftet ved at lagre organisk bundet kvælstof i jorden (fx kløvergræs og el) og ved at bidrage til et mere varieret sædskifte, som kan reducere sygdomstrykket i hovedafgrøderne. Nogle eksempler på mere specifikke effekter er beskrevet nedenfor.

Øget diversitet i landbrugslandskabet

Det danske landskab er et kulturlandskab, hvor landbruget spiller en helt dominerende rolle som arealforvalter. Vi har alle en visuel forventning til kulturlandskabet, som er meget påvirkelig af kultur, tidsperiode og holdninger. De fleste er dog enige om, at det er væsentligt, at kulturlandskabet giver gode muligheder for at bevare eller fremme en så varieret vild flora og fauna som muligt. Det kan bl.a. ske ved at bevare en variation i landskabselementer, ved at sikre korridorer i landskabet og ved at have en blanding af enårige og flerårige afgrødearealer. En biomasseproduktion kan bidrage til at opfylde disse mål på flere områder:

Ved at plante brede læhegn, som med års mellemrum kan høstes til energi, kan der skabes flerårige korridorer i landskabet, der kan tjene som overvintringssteder for organismer, der ikke kan klare sig i sædskiftemarken. Et sådant kombineret fødevarer- og energisystem er igennem en årrække blevet afprøvet ved KVL (Kuemmel et al., 1998). Det er blandt andet blevet undersøgt, om de brede læhegn kunne medføre et reduceret skadedyrstryk i de mellemtiliggende økologiske sædskifter via bedre spredning af skadedyrenes naturlige fjender. En analyse af parasitter på bladlus indikerede, at læhegnene øgede forekomsten af parasiterede bladlus i en økologisk bygmark (Langer, 2001).

Flerårige energiafgrøder giver forbedrede betingelser for de jordboende organismer, som forstyrres af årlig jordbearbejdning. En undersøgelse af regnorm viste således en kraftig øgning i antallet af såvel individer som arter i energipil sammenlignet med i nærliggende sædskiftemarken (Reddersen & Petersen, 1998). Derimod var pil generelt ikke bedre eller kun marginalt bedre for små pattedyr, vinterfugle og insekter. De tidligt blomstrende pil kan dog være en god nektar- og pollenkilde for bier på et tidspunkt af året, hvor der ikke

er mange andre kilder (Reddersen, 2001). I randen af pileplantagen fandtes en klart forøget dyrerigdom, og naturværdien vil således øges ved maksimering af randarealet, ligesom en række øvrige dyrkningstiltag kan øge pilebeplantningernes værdi (Reddersen, 2000; Gylling, 2001).

Inddragelse af vedvarende brakarealer til dyrkning af energiafgrøder kan dog reducere naturindholdet i landbrugslandskabet, hvilket bør indgå i en samlet vurdering af landskabets udnyttelse og naturindhold.

Det er i stigende grad blevet urentabelt at afgræsse engarealer ikke mindst i de tilfælde, hvor driften af arealerne ekstensiveres, således som det er målet med nogle af virkemidlerne i programmet for MiljøVenligt Jordbrug. Denne udvikling vil forstærkes som følge af, at tilskuddet til kødkvægsproduktion bliver reduceret med den reviderede europæiske landbrugspolitik. Men for at bevare engarealerne åbne og for at fjerne næringsstoffer, således at den specifikke flora og fauna, som knytter sig til engene, opretholdes, er det væsentligt, at der fortsat med mellemrum sker en fjernelse af vegetationen.

I stedet for at afgræsse engene kan fjernelsen af vegetation tænkes gennemført ved et par årlige maskinelle afpuksninger, hvor biomassen efterfølgende omsættes i et biogasanlæg. Der knytter sig dog flere problemstillinger hertil, bl.a. hensynet til fauna og flora ved høst, hvor stort energiudbytte der kan opnås ved forskellige høstintervaller og vegetations typer, samt hvorvidt det er muligt at høste på optimale tidspunkter på enge, hvor dræning er ophørt.

Visionen i et system med afpuksning af engarealer med henblik på omsætning i biogasanlæg er, at der herved fjernes næringsstoffer fra miljøfølsomme engarealer, og at disse næ-

ringsstoffer kan bidrage til økologisk jordbrugs målsætning om selvforsyning med næringsstoffer.

Beskyttelse af grundvandskvalitet

Økologisk jordbrug bliver ofte fremført som et godt redskab til beskyttelse af vores drikkevand (Miljø- & Energiministeriet, 1994). Det er helt korrekt med hensyn til risikoen for pesticidforurening af grundvandet, mens der til gengæld ikke synes at være signifikant effekt af økologiske planteavlbrug på nitratudvaskningen (Berntsen et al., 2004). Adskillige studier har vist, at nitratudvaskningen fra flerårige energiafgrøder (pil og elefantgræs) er meget lav (Aronsson et al., 2000; Jørgensen & Mortensen, 2000), bortset fra i etableringsfasen (Mortensen et al., 1998). Udnyttelse af kløvergræs til biogas kan ligeledes bidrage til at reducere nitratudvaskningen (se kapitel 6). Hvis en del af det økologiske areal udnyttes til energiproduktion med flerårige energiafgrøder, vil økologisk jordbrug således blive et mere vægtigt redskab til grundvandsbeskyttelse.

Jørgensen & Mortensen (1997) vurderer, at udvaskningen i gennemsnit af en hel rotation (ca. 20 år) af pil og elefantgræs vil være 15-30 kg N/ha årligt, hvilket inkluderer høj udvaskning under etablering og en forventet høj udvaskning ved afvikling af kulturen. Kvælstoffikserende afgrøder regulerer fikseringsraten efter forekomsten af mineralsk N i rodzonen (Granhall & Rytter, 2003), og der er således ingen grund til at tro, at udvaskningen fra elletræer vil være højere end fra pil og elefantgræs. Rytter et al. (1991) nævner en udvaskning fra el på 5-15 kg/ha i ugødede og i højt gødede behandlinger. Udvaskningen fra ugødet kløvergræs er også meget lav selv syv år efter etablering (Eriksen & Vinther, 2002).

Hvis økologiske brug i særligt nitratfølsomme grundvandsområder skal kunne tilbyde at bidrage med en særligt stor reduktion i nitratudvaskning, kan det bl.a. ske ved at satse på energiproduktion med flerårige energiafgrøder. Hvis 25% af arealtilliggendet tilplantes med energiafgrøder, vil det på en brugstype, som ellers udvasker 60 kg N/ha/år (økologisk kvægbrug 1,3 DE/ha på sandjord (Kristensen et al., 2004)) reducere udvaskningen til 50 kg N/ha, idet den årlige udvaskning fra energiafgrøderne er sat til 20 kg N/ha. Energiafgrøderne kan evt. placeres tæt på vandboringer for her at opnå den maksimale effekt.

Næringsstofopsamling

Økologisk jordbrug arbejder på sigt på at mindske importen af gødning fra konventionelle brug (Landsforeningen for Økologisk Jordbrug, 2001). Dermed bliver det vanskeligere for den økologiske landmand at sikre sine afgrøder en god næringsstofforsyning. Energiafgrødeproduktion kan medvirke til at opsamle næringsstoffer til brug på foder- og fødevareafgrøder og eventuelt til at recirkulere næringsstoffer fra det øvrige samfund.

Kvælstof opsamlet fra atmosfæren af kløver (eller andre bælgplanter) kan efter omsætning af biomassen i et biogasanlæg anvendes på foder- og fødevareafgrøder. Kvælstof fikseret af elletræer vil kunne ophobes i organisk stof i jorden og kunne udnyttes af efterfølgende afgrøder. Engarealer og vådområder, der periodevis bliver oversvømmet, således at der afsættes næringsstoffer, kan være en kilde til et jordbrugs næringsstofforsyning. I takt med at der er sket en stor stigning i økologiske driftstyper uden kvæg eller andre drøvtyggere, kan næringsstofferne i stedet hentes ind fra engene til biogasanlægget, som er blevet kaldt "planteavlernes drøvtygger" (Christensson, 2002).

Endelig er der mulighed for at recirkulere spildevand, kildesorteret fæces og urin eller eventuelt slam (ikke tilladt i økologisk jordbrug) fra byerne til energiafgrøder. Ved at recirkulere til energiafgrøder undgås risikoen for umiddelbar kontaminering med smittekim eller uønskede organiske forbindelser til foder- og fødevareafgrøder. Næringsstofferne fra de tilførte affaldsprodukter kan overføres til foder- eller fødevareafgrøder efter omsætning i biogasanlæg eller forbrænding - en såkaldt "double-loop" introduktion af "beskidte" næringsstoffer i et fødevaresystem. Et eventuelt indhold af tungmetaller og persistente organiske forbindelser i affaldsprodukterne vil til gengæld kunne ophobes i jorden. Der er dog i de seneste år sket en kraftig opstramning på afskæringsværdierne for spildevand og slam. Det kan således overvejes at revurdere mulighederne for at lukke hullet i den økologiske cirkel via recirkulering af affaldsprodukter i økologisk jordbrug.

Dyrehold i flerårige energiafgrøder

Kravene til dyrevelfærd i økologisk jordbrug medfører, at der skal være adgang til udendørs arealer for fx svin og fjerkræ. Disse arealer kan være arealer med energiafgrøder, således at der opnås en multifunktionel udnyttelse af arealet. Kraftige flerårige afgrøder som el, pil eller elefantgræs vil bedst kunne tåle dyrene. Dyrene kan finde nogen føde på arealet i form af ukrudt og smådyr, og i tilgift kan de finde skygge og læ i de høje afgrøder. Afgrøderne kan medvirke til at reducere risikoen for nitratudvaskning fra arealerne, hvilket specielt for frilandsgrise er et problem i fokus (Eriksen, 2002). Ifølge dansk lovgivning skal udendørs arealer være dækket med planter, hvilket normalt opnås med græs. Men for at bevare græsdækket er det normalt at tryneringe udendørs søer for at begrænse deres rodeadfærd, som kan ødelægge græsdækket. Det er et diskutabelt kompromis mellem dyrevelfærd og

miljø (Studnitz, 2001), som sandsynligvis kan undgås, hvis søerne holdes i flerårige energiafgrøder.

Hos landmand Åge Bach i Nordjylland gik grise og gæs på en mark med pil. Gåseholdet gav ingen problemer. I starten gik det også fint med grisene, idet de holdt ukrudt nede og spiste lidt af de nederste blade på pilene, mens de tilsyneladende nød livet i "skoven". Men efter nogle uger opdagede grisene, at pilenes rødder smagte godt, hvorefter afgrøden blev væltet. Det er dog muligt, at elletræer ikke vil blive forstyrret i samme grad af grise, da el angives ikke at blive rørt af vilde dyr (Koppel, 1999). På Svalöf Weibulls forædlingsstation i Sverige har man observeret meget store forskelle i gnav fra vilde dyr på de screenede pilekloner, og nogle blev slet ikke rørt (Stig Larsson – personlig meddelelse).

Det er således sandsynligt, at der kan findes arter eller sorter af flerårige energiafgrøder, hvori der kan holdes frilandsgrise. Det vil dog også være nødvendigt at undersøge, om der er årstider, hvor afgrøderne er særligt sårbare (smagfulde), samt at udvikle fodringssystemer m.m. før et velfungerende multifunktionelt system kan tages i brug.

5.7 Muligheder for at udnytte sol- og vindenergi i økologisk jordbrug

På det frie elmarked er det nu muligt at købe strøm, som er produceret ud fra vedvarende energikilder. Dette dokumenteres med en "oprindelsesgaranti", som udstedes af VE-producenter efter, at EU's VE-direktiv (2001/77/EF) i januar 2004 blev implementeret i Danmark. Økologiske jordbrugere kan således vælge ganske simpelt at minimere deres forbrug af fossil energi ved at bestille "grøn strøm". Jordbrugere har også arealer til rådig-

hed, hvor der kan opstilles vindmøller, hvilket dog er underlagt kraftig regulering i regionsplanlægningen, således at det kun sjældent vil være muligt at etablere større vindmøller på enkeltejendomme. Det er dog tilladt at opstille husstandsmøller (møller på op til 25 m's højde og rotordiameter samt en maksimal effekt på 25 kw) ved ejendomme i det åbne land under forudsætning af, at normale byggeregler og støjkrav i regionsplanen følges. En sådan husstandsmølle kan fx med en generatoreffekt på 11 kw producere omkring 35.000 kWh årligt på en indlandsplacering (www.gaia-wind.dk).

Vindenergi kan konverteres til brint, som i fremtiden vil kunne omsættes i brændselsceller, som kan drive en traktor. Det vil være et stort skridt i retning af at udnytte vedvarende energi til erstatning for drivmidler, men brintteknologien er endnu ikke udviklet til et kommercielt niveau, hvilket forventes endnu at vare 10-20 år (Energistyrelsen, 2004).

Endvidere er det muligt at opsætte solceller på en landbrugsejendom, men det er dog foreløbig en meget dyr måde at producere strøm på. Der kan dog være nicher, hvor solceller kan udnyttes smart, således at der opnås andre fordele. Et eksempel herpå er "Solvognen Greentrac" (figur 5.3), som er udviklet i samarbejde mellem Buresø Grøntsager (www.burelake.dk) og Toria A/S (www.toria.dk). Solvognen er bygget til anvendelse som lugevogn (liggesæder til 3 personer), plantevogn (planteplatform for tre plantere) og høstvogn (plads til 2-3 europaller). Vognen er dækket af et tag af solceller med en samlet effekt på 800 W, som lader et batteri med kapacitet til tre dages let arbejde uden sol. Vognen vejer 600 kg og har en maksimal hastighed på 15 km/t. Denne vogn giver et bedre arbejdsklima end en tilsvarende dieseldrevet vogn, hvilket kan være med til at forsvare de foreløbigt højere energiomkostninger.



Figur 5.3 Solvognen "Greentrac" til brug ved plantning, lugning og høst af grønsager

En anden niche for solceller kan være som drivmiddel for lugerobotter, som p.t. er under udvikling bl.a. ved Forskningscenter Bygholm. Ved udvikling af lugerobotter lægges der vægt på at designe køretøj og redskabelementer så energiøkonomiske som muligt. Ved eldrevne køretøjer er det en fordel at have solpanelet direkte monteret på køretøjet. Alternativet kan f.eks. være at have en stationær opstilling med solceller, som anvendes til opladning af akkumulatører. Denne transformation har en virkningsgrad på ca. 60% og er derfor ikke hensigtsmæssig som primær energikilde, men systemet kan være egnet til opsamling af bufferenergi. Med den nuværende solcelleteknologi kan der under almindelige forhold opsamles 80-100 W pr. m², svarende til at et køretøj (en lugerobot) med et solpanel på ca. 10

m² vil yde en effekt på ca. 1 kw. Dette vil være tilstrækkeligt til at drive en lugerobot. Teknologien retter sig specielt mod grønsagskulturer, hvor afgrøderne dyrkes i bede, og hvor der ikke er samme krav til kapacitet som i almindelige landbrugsafgrøder. En væsentlig parameter, som har betydning for effektbehovet ved anvendelse af et givet redskab, er hastigheden. Andre operationer, hvor det er muligt at anvende en begrænset hastighed, vil også kunne gennemføres med solcelledreven teknologi. Der tænkes her på såning/plantning og renholdelse i beddyrkede kulturer. Der arbejdes med at analysere og operationalisere disse muligheder i flere nyligt igangsatte forskningsprojekter.

5.8 Videnbehov vedrørende produktion af energiafgrøder og udnyttelse af sol og vind

- Energi- og næringsstofudbytte samt økonomi ved afpudsning af engarealer til biogasproduktion.
- Økologisk dyrkning af vinter- og vårsorter af dodder samt evt. forædling mod meldug.
- Ellearters (*A. incana*/*glutinosa*/*hybrida*/*rubra*) egnethed til kortrotationsdrift under lavinput-betingelser i Danmark.
- Elletræers langtidseffekt på N-balance og på P-tilgængelighed på bedriftsniveau.
- Billige etablerings- og høstmetoder til elletræer.
- Recirkulering af næringsstoffer fra byerne på økologiske energiafgrøder – næringsstofbalance, smitterisiko og uønskede stoffer.
- Afprøvning af hold af fjerkræ og/eller svin i energiafgrøder – kloner, belægningsgrad, tidsrum, arbejdsforbrug, nitratudvaskning.
- Demonstration af dyrkning af biomasse og konvertering til drivmiddel, varme og el samt udnyttelse af vind- og solenergi på gårdniveau ("Energigården").
- Teknologivurdering bl.a. med hensyn til optimale størrelser af energianlæg – gårdanlæg/fællesanlæg.
- Diskussion af principper for egenforsyning kontra substitution (kan man sælge til elnettet og købe på andre tidspunkter – levering af biomasse og køb af diesel?).

5.9 Litteratur

- Aronsson, P.G., Bergström, L.F. & Elowson, S.N.E. 2000. Long-Term influence of intensively cultured short-rotation willow coppice on nitrogen concentrations in groundwater. *Journal of Environmental Management*, 58, 135-145.
- Arveby, A.S. & Granhall, U. 1998. Occurrence and succession of mycorrhizas in *Alnus incana*. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 28, 117-127.
- Askegaard, M., Eriksen, J., Søgaard, K. & Holm, S. 1999. Næringsstofhusholdning og planteproduktion i fire økologiske kvægbrugssystemer. DJF-rapport, Markbrug nr. 12, 112 pp.
- Berntsen, J., Petersen, B. M., Kristensen, I. S. & Olesen, J. E. 2004. Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter – simuleringer med FASSET bedriftsmodellen. Intern rapport fra FØJO nr. 56, 2004.
- Bugge, J. 2000a. Rapsolie til transport 1: Energibalance og CO₂-balance. Notat fra Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi, 8 p. www.folkecenter.dk.
- Bugge, J. 2000b. Rapsolie til transport 3: Økologisk rapsdyrkning er en realitet. Notat fra Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi, 10 p. www.folkecenter.dk.
- Carlsen, H. & Bovin, J. 2001. Stirling engines in small CHP plants. Presentation at the Nordic & European Bioenergy Conference and Exhibition, Aarhus, Denmark, September 2001.

- Christensson, K. 2002. Biogasanlægningen – moderna tidens idisslare? Forskningsnyt om Økologisk Landbrug i Norden, nr. 6 (2002), 12-13.
- COWI 1997. EMBIO Energistyrelsens Model til økonomisk og miljømæssig vurdering af BIObrændstoffer.
- Danfors, B. 1991. Salixodling. Maskiner, arbejdsmetoder och ekonomi. Swedish Institute of Agricultural Engineering. Meddelande 436.
- Energistyrelsen. 2004. Brint. www.ens.dk/sw1048.asp.
- Eriksen, J. 2002. Implications of grazing by sows for nitrate leaching from grassland and the succeeding cereal crop. *Grass and Forage Science*, 56: 317-22.
- Eriksen, J. & Vinther, F.P. 2002. Nitrate leaching in grazed grasslands of different composition and age. *Grassland Science in Europe* 7, 682-683.
- Ferchau, E. 2000. Equipment for decentralised cold pressing of oil seeds. Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi, 64 pp.
- Giardina, C.P., Huffman, S., Binkley, D. & Caldwell, B.A. 1995. Alders increase soil phosphorus availability in a Douglas-fir plantation. *Canadian Journal of forest research*, 25, 1652-1657.
- Granhall, U. 1994. Biological fertilization. *Biomass and Bioenergy*, 6, 81-91.
- Granhall, U. & Rytter, L. 2004. Symbiotic nitrogen fixation in grey alder. In: Mander & Lohmus (eds.). *Riparian alder forests. Their importance as buffer zones and bioenergy sources*. Kluwer Academic Publishers (in press).
- Granhall, U. & Verwijst, T. 1994. Grey alder (*Alnus incana*) - An N₂-fixing tree suitable for energy forestry. Hall, D. O., Grassi, G., and Scheer, H. 409-413. Bochum, Germany, Ponte Press. 7th EC Conference on Biomass.
- Gylling, M. 2001. Energiafgrødeprogrammet – hovedrapport. Fødevarerøkonomisk Institut, Rapport nr. 131, 78 pp.
- Hadders, Gunnar. 2002. Skörd, lastning och transport av träflis (Salix) från jordbruksmark. System och kostnader. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr. 294.
- Haldrup, C., Elbæk-Jensen, P., Petersen, P.H., Nielsen, G.C., Gislum, R., Knudsen, L. & Pallelsen, B. 2000. Frø- og Industriafgrøder. I: (Pedersen, C. Å. (red.)) *Oversigt over Landsforsøgene 2000*, 228-251.
- Hansen, B. 2004. Sådan dyrkes vinterraps økologisk. *Månedsmagasinet Mark* (1) 2004, s. 56.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F.V., Vinther, F.P. & Jensen, E.S. 2004. An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* (in press).
- Jørgensen, P.J. & Hannibal, E. 1997. Kløvergræs som energiafgrøde. *Dansk Bioenergi* 31, 8-9.
- Jørgensen, U. & Kristensen, E.F. 1996. *European Energy Crops Overview - Country report for Denmark*. Report from DIPS and DIAS, 83 pp.

- Jørgensen, U. & Mortensen, J. 1997. Perennial crops for fibre and energy use as a tool for fulfilling the Danish strategies on improving surface and ground water quality. In: Olesen, S. E. (ed.). *Alternative Use of Agricultural Land*. SP report no. 18, 12-21.
- Jørgensen, U. & Mortensen, J. 2000. Kombination af energiafgrødeproduktion og grundvandsbeskyttelse. I: Jørgensen U. (red.). *Har energiafgrøder en fremtid i Danmark?* DJF Rapport Markbrug no. 29, 97-104.
- Jørgensen, U. & Østergård, H., 2003. Biomass production in new sustainable multipurpose cropping systems. In: Larsen, H., Kossmann, J. & Petersen, L.S. (eds.). *New and emerging bioenergy technologies*. Risø Energy Report 2, 24-29.
- Kofman, P.D. & Spinelli, R. 1997. An Evaluation of Harvesting Machinery for Short Rotation Coppice Willow in Denmark. *Elsamprojekt*.
- Koppel, A. 1999. Short rotation crops in Estonia. In: Christersson, L. and Ledin, S. (eds.) *Proceedings of the IEA Bio-energy, Task 17 meeting in Uppsala*. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Short Rotation Forestry. Report 64, 41-46.
- Kristensen, I.S., Kristensen, T., and Nielsen, A.H. 2004. Omlægning til økologisk mælkeproduktion - konsekvenser for kvælstofomsætning, -udnyttelse og -tab. I: Jørgensen, U. (red.) *Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab*. DJF Rapport (under trykning).
- Kuempel, B., Langer, V., Magid, J., De Neergaard, A. & Porter, J.R. 1998. Energetic, economic and ecological balances of a combined food and energy system. *Biomass and Bioenergy*, 15, 407-416.
- Landbrugets Rådgivningscenter 2002a. *Dyrkningsvejledning – udlæg af græs og kløvergræs til grovfoderproduktion*. www.lr.dk.
- Landbrugets Rådgivningscenter 2002b. *Dyrkningsvejledning – Græs og kløvergræs til slæt*. www.lr.dk.
- Landbrugets Rådgivningscenter 2002c. *Rapsjordlopper – udbredelse, skader, registreringsnet*. *Planteavlsorientering* nr. 05-236. www.lr.dk.
- Landbrugets Rådgivningscenter. 2003. *Økologisk dyrkningsvejledning, vinterraps*. www.lr.dk.
- Landsforeningen for Økologisk Jordbrug. 2001. *Avlsgrundlag og regler for økologisk jordbrug*, 34 pp.
- Langer, V. 2001. The potential of leys and short rotation coppice hedges as reservoirs for parasitoids of cereal aphids in organic agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 87, 81-92.
- Luger, E. 1999. *Harvesting of willow and poplar*. www.eeci.net.
- Maegaard, P. 1999. *Planteolie skal reserveres til mobile formål*. Henvendelse til Folketingets udvalg for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 5 pp. www.folkecenter.dk.
- Mejnertsen, P. 2004. *Hvordan er det gået med økologisk vinterraps i 2003?* *Månedsmagasinet Mark* (1) 2004, s. 54.

- Mengel, K. & Kirkby, E.A.. 1982. Principles of plant nutrition. 3rd edition. International Potash Institute, Bern Switzerland, 655 pp.
- Miljø- og Energiministeriet & Landbrugs- og Fiskeriministeriet. 1994. Ti punkter til beskyttelse af grundvand og drikkevand, 4 p.
- Mogensen, L, Kristensen, T. & Sehested, J. 2002. Tilskudsfoder til vinterfodringen af økologiske malkekøer. I: Sehested, J. & Kristensen, T. (red.) Økologisk Malkeproduktion – strategier og foderforsyning ved 100 procent økologisk fodring, FØJO-rapport nr. 17, 27-42.
- Mortensen, J., Nielsen, K.H. & Jørgensen, U. 1998. Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. Biomass and Bioenergy 15, 457-66.
- Nielsen, K.M. 2003. Rybs kan noget, raps ikke kan. Økologisk Jordbrug, December 2003, s. 6.
- Nordestgård, A. 1961. Forsøg med stigende mængder kalksalpeter til dodder. Tidsskrift for Planteavl 64 (6), 1024-1034.
- Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi. 2002. Pas på kvaliteten af rapsolie som motorbrændstof. Nyt om planteolie til transport - 1. www.folkecenter.dk.
- Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi. 2003. Konvertering af dieselmotorer. www.folkecenter.dk.
- Petersen, C.Å. 2003. Oversigt over Landsforsøgene 2003. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, 355 pp.
- Porter, J.R. 2003. Multifunctionality and ecosystem services in European agriculture. J. Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry. 143, 9-14.
- Proe, M.F., Griffiths, J.H. & Craig, J. 2002. Effects of spacing, species and coppicing on leaf area, light interception and photosynthesis in short rotation forestry. Biomass and Bioenergy, 23, 315-326.
- Rasmussen, I.A. 2004. Spildfrø af vinterraps – er det et problem for økologerne? Månedsmagasinet Mark, Januar 2004, s. 55.
- Reddersen, J. 2000. Er energipil for dyr? Dansk Bioenergi 53, 18-19.
- Reddersen J. 2001. SRC-willow (*Salix viminalis*) as a resource for flower-visiting insects. Biomass and Bioenergy 20, 171-179.
- Reddersen, J. & Petersen, I.K. 1998. Er energipil naturvenlig? Dansk Bioenergi 38, 24-26.
- Rokka, T., Alen, K., Valaja, J. & Ryhanen, E.L. 2002. The effect of a *Camelina sativa* enriched diet on the composition and sensory quality of hen eggs. Food Research International, 35, 253-256.
- Rytter L. 1996. Grey alder in forestry: a review. Norwegian Journal of Agricultural Science, 24, 61-78.
- Rytter, L., Arveby, A.S. & Granhall, U. 1991. Dinitrogen (C₂H₂) fixation in relation to nitrogen-fertilization of grey alder [*Alnus-incana* (L) Moench] plantations in a peat bog. Biology and Fertility of Soils, 10, 233-240.

- Rytter, L., Slapokas, T. & Granhall, U. 1989. Woody biomass and litter production of fertilized grey alder plantations on a low-humified peat bog. *Forest Ecology and Management* 28, 161-176.
- Simmelsgaard, S.E., Kristensen, I.S. & Mogensen, L. 1998. Planteproduktion på forskellige økologiske brugstyper. I: Kristensen E.S., Olesen J.E. (red.). Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer. FØJO-rapport nr. 2, 43-68.
- Skøtt, T. 2001. Grøn olie og benzin til debat. *Dansk Bioenergi* 57, 8.
- Slapokas T. & Granhall, U. 1991. Decomposition of litter in fertilized short-rotation forests on a low humified peat bog. *Forest Ecology and Management* 41, 143-65.
- Staal, L., Getreuer, J., Olsen, O. & Vandborg, C. 2001. Koldpresset rapsolie til busser. *Dansk Bioenergi* 58, 22-23.
- Studnitz, M. Influence of nose ringing on the behaviour and welfare of outdoor gilts. Ph.D.-thesis, Department of Animal Science and Animal Health, The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, 2001. 108 pp.
- Tersbøl, M. 2002a. 100 procent økologisk planteproduktion, visioner, problemer og muligheder. Kongresbilag til Økologikongres 2002 – mellem værdier og vækst, 112-114.
- Tersbøl, M. 2002b. Dyrkning af markært, smalbladet lupin, hestebønner og raps. Faktaark. www.proteiner.okoland.dk
- Tersbøl, M., Bertelsen, I., Pedersen, J. B., Haldrup, C., Jørgensen, T.V., Birkmose, T.S. & Knudsen, L. 2000. Økologisk dyrkning. I: (Pedersen, C. Å. (red.)) *Oversigt over Landsforsøgene 2000*, 228-251.
- Tersbøl, M., Bertelsen, I., Mejnertsen, P., Pedersen, J.B., Haldrup, H. 2001. Økologisk dyrkning. I: (Pedersen, C.Å. (red.)) *Oversigt over Landsforsøgene 2002*, 217-246.
- Tersbøl, M., Bertelsen, I., Mejnertsen, P., Pedersen, J. B., Nielsen, G.C. 2002. Økologisk dyrkning. I: (Pedersen, C.Å. (red.)) *Oversigt over Landsforsøgene 2002*, 219-259.
- Uri, V. 2001. The dynamics of biomass production and nutrient status of grey alder and hybrid alder plantations on abandoned agricultural lands. Ph.D-thesis; university of Tartu, Estonia, 150 pp.
- Uri, V. & Tullus, H. 1999. Grey alder and hybrid alder as short-rotation forestry species. Overend R.P. and Chorner E. (eds.). *Proceedings of the 4th Biomass Conference of Americas*, Oakland, California, USA, August 29 – September 2, 1999, 167-173
- Uri, V. & Vares, A. 2002. The above-ground biomass and production of alders (*A. incana* (L.) Moench, *Alnus glutinosa*, (L.) Gaertn. *Alnus hybrida* A. Br.) on abandoned agricultural lands in Estonia. In: Hynynen, J. and Sanaslahti, A. (eds.). *Proceedings of the workshop on "Management and utilization of broadleaved tree species in Nordic and Baltic countries - birch, aspen and alder"* in Vantaa, Finland, May 2001. Finnish Forest Research Institute. Research Papers 847.
- Uri, V., Tullus, H. & Lohmus, K. 2002. Biomass production and nutrient accumulation in short rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on abandoned agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 161, 169-179.

- Venendaal, R., Jørgensen, U. & Foster, C.A. 1997. European energy crops: a synthesis. *Biomass and Bioenergy*, 13, 147-185.
- Videncenter for Halm- og Flisfyring 1996. Granbrænde. Videnblad nr. 108. 2 p.
- Videncenter for Halm- og Flisfyring 1999. Træ til energiformål, teknik – miljø – økonomi. 71 pp.
- Videncenter for Halm- og Flisfyring 2000. Anvendelse af rapsolie i oliefyr. Videnblad nr. 156, 2 p.
- Vinsand, E. 2003. Hjemmepressede rapskager til økologiske køer. www.eksperimenter.dk.
- Vollmann, J., Steinkellner, S. & Glauning, J. 2001. Variation in resistance of camelina (*Camelina sativa* [L.] crtz.) to downy mildew (*Peronospora camelinae* Gaum.). *Journal of Phytopathology-Phytopathologische Zeitschrift*, 149, 129-133.
- Zubr, J. 1993. New source of protein for laying hens. *Food Compounder*: 23-25.
- Zubr, J. 1997. Oil-seed crop: *Camelina sativa*. *Industrial Crops and Products*, 6, 113-119.
- Zubr, J. 1998. Environmentally friendly cultivation of false flax (*Camelina sativa*). I: Woergetter, M. & Jørgensen, U. (eds.): *Proceedings of the international workshop on environmental aspects of energy crop production*. BLT, Wieselburg, Austria, 173-182.

6 Miljøeffekter og energibalancer ved energiproduktion på økologiske planteavlbedrifter

*Randi Dalgaard, Jørgen E. Olesen, Niels Halberg og Jørgen Berntsen
Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning*

6.1 Sammendrag

De sædskiftemæssige aspekter af energiproduktion i økologisk jordbrug er belyst kvalitativt samt ved anvendelse af to forskellige tilgangsvinkler ved hjælp af henholdsvis bedriftsmodellen FASSET anvendt på markniveau og ved hjælp af en livscyklusvurdering (LCA) på bedriftsniveau. FASSET-modellen giver mulighed for at vurdere effekter af anvendelse af kløvergræs til biogas på afgrødeudbytte og på miljøeffekter (kvælstofudvaskning og drivhusgasemissioner fra marken). LCA giver mulighed for at vurdere effekter på energiproduktion sammenholdt med øvrige kilder til drivhusgasemissioner, herunder emissionerne fra energiforbrug og indkøbt foder. Af praktiske grunde er der ikke benyttet de samme sædskifter i FASSET og LCA-beregningerne. FASSET-beregningerne er foretaget for et rent planteavlssædskifte, mens LCA-beregningerne er foretaget for et blandet økologisk brug uden malkekvæg.

I beregningerne med FASSET-modellen er der taget udgangspunkt i et rent planteavlssædskifte til økologisk jordbrug. I dette sædskifte indgår kløvergræs på 20% af arealet, hvoraf halvdelen i basis scenariet er udlagt som en grønbrak, og den øvrige kløvergræs anvendes til slæt, som sælges til et nærliggende økologisk kvægbrug mod tilbageførsel af økologisk kvæggylle. Ved anvendelse af grøn-

brakken til biogas øges tørstofudbyttet i sædskiftet med ca. 0,2 t ha⁻¹. Hvis der yderligere laves biogas på den kløvergræs, der i basis scenariet sælges til kvægbruget, øges tørstofudbyttet i stedet med ca. 0,3 t ha⁻¹. Beregningerne viser, at udbyttet fra basis scenariet vil kunne opretholdes uændret ved reduktion af gødningsimporten med 25% i scenariet med biogas fra grønbrakmarken og med 85% reduktion af gødningen i scenariet med biogasproduktion af hele kløvergræsproduktionen. Der var ingen effekter af scenarierne på beregnet emission af lattergas, mens der beregnedes en beskedent reduktion i kulstoflagring i jorden og i nitratudvaskning ved anvendelse af kløvergræs til biogas. Det skal dog understreges, at der er knyttet betydelige usikkerheder til disse estimater på drivhusgasemissionerne.

LCA-beregningerne er gennemført med udgangspunkt i et blandet økologisk brug, som dog ikke omfatter malkekvæg. Her indgår tre økologiske bedrifter, der alle er på 39 ha. Én bedrift, hvor der dyrkes raps (10% af arealet) som anvendes til brændstof til traktorer, én bedrift, som producerer kløvergræs (20% af arealet, halvdelen til biogas) og én bedrift hvor der ikke produceres energi fra afgrøder. Dyrkning af raps til brændstofanvendelse og dyrkning af kløvergræs til biogas reducerer begge det direkte forbrug af fossil energi. Basisbedriften har et fossilt energiforbrug på 220 GJ år⁻¹. Dette reduceres til 145 GJ år⁻¹ på

GJ år⁻¹. Dette reduceres til 145 GJ år⁻¹ på rapsbedriften, mens kløverbedriften er den mest energiøkonomiske med en netto energiproduktion på 127 GJ år⁻¹. LCA-beregningerne viser ingen forskel i lattergasemissioner mellem bedrifterne, og lattergasemissionerne udgør langt den største post i drivhusgasregnskabet. Selv med en netto energiproduktion på kløverbedriften reduceres netto drivhusgasemissionen kun med ca. 20% i forhold til basisbedriften.

6.2 Indledning

I de foregående kapitler blev det vist, at økologiske produktionsformer ikke for alvor inddrager den økologiske målsætning om at mindske landbrugets forbrug af fossil energi. Der findes dog flere realistiske muligheder for, at økologisk landbrug kan producere energi fra afgrøder. I det følgende vil de miljø-, energi- og udbyttmæssige effekter af dyrkning af raps til drivmiddel og dyrkning af kløvergræs til biogas blive analyseret.

I dag udgør rapsarealet mindre end 1% af det totale, økologisk dyrkede areal, hvorimod kløvergræs- og græsarealet udgør mere end 35% af det totale økologiske areal (Anonym, 2003). Rapsarealet kan udvides ved at dyrke vinter-raps på stor rækkeafstand efter f.eks. kløvergræs, rajgræs til frø eller en helsædsafgrøde, og en del af de nuværende græsarealer vil umiddelbart kunne udnyttes til biogasproduktion. Desuden vil en del sædskifter kunne tilpasses, således at der indlægges ekstra kløvergræsmarker, som udnyttes til biogas.

I det følgende gennemgås først de sædskiftemæssige aspekter af energiproduktion i økologisk jordbrug. Derefter analyseres energi- og miljøeffekterne ved en sådan produktion ved at anvende to forskellige tilgangsvinkler:

- Effekterne på markniveau belyses ved hjælp af bedriftsmodellen FASSET (Berntsen et al., 2003). Der analyseres effekten af at recirkulere kløvergræs gennem et biogasanlæg frem for en normal udnyttelse. Der fokuseres på nitratudvaskning, ændring af jordens organiske stofindhold og på udbytteresponser. Beregningerne er af praktiske grunde gennemført for en økologisk bedrift, der næsten kun har planteavl.
- Energiproduktion, drivhusgas- og næringsstofudledning på bedriftsniveau modelleres ved brug af standardiserede principper anvendt i Livscyklusvurderinger (Dalgaard et al., 2003, Nielsen et al., 2003). Der fokuseres på tre økologiske bedrifter. Én bedrift hvor der dyrkes raps (10% af arealet) som anvendes til brændstof til traktorer, én bedrift som producerer kløvergræs (20% af arealet, halvdelen til biogas) og én bedrift hvor der ikke produceres energi fra afgrøder.

6.3 Sædskiftemæssige aspekter

Kløvergræs har en række dyrkningsmæssige fordele frem for de øvrige afgrøder i sædskiftet. Kløvergræs bidrager med en betydelig N-fiksering, som kan udnyttes som eftervirkning i de efterfølgende afgrøder. Olesen et al. (2002) fandt således, at dyrkning af kløvergræs i én ud af fire marker i sædskiftet øger udbytteerne i korn- og bælg-sædsafgrøder med ca. 10%. Eftervirkningen reducerer behovet for supplerende N-gødskning, og denne eftervirkning er uafhængig af, om kløvergræsset har været afgræsset eller benyttet til slæt (Eriksen, 2001). Anvendelse af det producerede kløvergræs i et biogasanlæg vil derfor kunne forventes at øge sædskiftets produktivitet, fordi biogasgødningen vil kunne øge udbyttet i andre afgrøder i sædskiftet uden at den kløvergræsproduktion, der fjernes, reducerer sædskiftets ydeevne. Kløvergræs har endvide-

re en evne til at øge udbyttet i de øvrige afgrøder i sædskiftet, som ikke kan kompenseres ved øget gødskning (Johnston et al., 1994).

I kornbaserede sædskifter har kløvergræs også betydning ved at virke sanerende for ukrudt og sygdomme. Kløvergræs er særlig vigtig for kontrol af rodukudt, som let opformerer i korndominerede sædskifter. Effekten på ukrudtet vil dog afhænge af græsmarkernes benyttelse. Kvik bekæmpes bedst gennem afgræsning, hvorimod slæt også har en god effekt mod tidsler.

Sædskifter med græsmarker vil i forhold til rene kornsædskifter føre til en opbygning af organisk stof i jorden. Dette er en funktion af græssets længere vækstperiode samt en ofte større tilbageførsel af planterester i græsmarker, især for grøngødning og afgræsningsmarker. Hvis plantematerialet fjernes fra marken til anvendelse i et biogasanlæg, vil tilbageførslen af planterester i græsmarken blive mindre. Langtidseffekten af græsmarken på jordens indhold af organisk stof må dog formodes at være uændret, forudsat at afgangsprодукtet tilbageføres til sædskiftet. Dette støttes af, at kompostering af husdyrgødning ikke er fundet at påvirke langtidseffekten på jordens indhold af organisk stof (Thomsen og Olesen, 2000).

I produktive græsmarker kan der i forhold til i korn- og frøafgrøder som rettesnor antages en årlig kulstofakkumulering på ca. 500 kg C/ha (IPCC, 1997). Ved anvendelse af en simuleringsmodel fandt Berntsen et al. (2004) en gennemsnitlig årlig ophobning på 12 kg N/ha/år ved at erstatte en kornafgrøde med en kløvergræs til grøngødning i en af markerne i et økologisk timarks planteavlssædskifte. Dette svarer til en opbygning på 120 kg N/ha/år i kløvergræsmarken eller ca. 1.000 kg C/ha/år ved antagelse af et C/N-forhold på 10. Dette er noget større end den nævnte ret-

tesnor, hvilket skyldes benyttelsen som grøngødningsmark, hvor tilbageførslen er noget større end ved almindelig benyttelse af græsmarken.

Vinterraps har også en god forfrugtsvirkning, især til vintersæd, men bidrager ikke selv med N-fiksering. Vinterraps kræver tidlig såning, og i konventionel dyrkning placeres den oftest efter vinterbyg. I økologisk jordbrug vil vinterraps kunne placeres efter kløvergræs, rajgræs til frø eller en helsædsafgrøde. Vinterraps har en betydelig N-optagelse i efteråret. Afgrøden kan derfor med fordel sås om efteråret efter en kløvergræsmark eller efter bælg-sæd, hvilket resulterer i større ugødede udbytter efter sådanne forfrugter (tabel 6.1). Merudbyttet for tilførsel af moderate mængder husdyrgødning til vinterraps varierede i et forsøg ved Foulum lidt afhængig af forfrugt (tabel 6.1). Ved tilførsel af 90 kg total-N/ha i gylle blev der opnået et gennemsnitligt udbytte på 26,7 hkg/ha.

Vinterraps kan dyrkes på stor rækkeafstand og dermed radrenses. Dette muliggør en effektiv bekæmpelse af frøkrudt. Radrensningen vil også have en lille effekt over for visse rodukrudsarter. Derimod kan spildfrø af vinterraps udgøre et ukrudtsproblem i de efterfølgende afgrøder. Ved at sikre en spiring af spildfrøene om efteråret kan problemet dog minimeres og samtidig kan der etableres en effektiv efterafgrøde, som kan mindske N-udvaskningen, der ellers kan være betydelig efter vinterraps. Forsøg viser, at den bedste fremspiring af vinterraps fås ved at undgå stubbearbejdning om efteråret (Ilse A. Rasmussen, personlig meddelelse).

Der er ikke væsentlige sygdomsproblemer i vinterraps, forudsat at der sikres et tidsrum på 4-5 år mellem hver afgrøde. Af skadedyrene udgør skulpegalmyg kun et problem i kanten af markerne, og glimmerbøsser vil kun være

et problem for en svagt voksende afgrøde. Derimod kan rapsjordlopper udgøre et væsentligt og altødelæggende problem i visse år

og visse egne. Se nærmere gennemgang i kapitel 5.

Tabel 6.1 Udbytte i økologisk dyrket vinterraps og merudbytte for gødskning med 90 kg total-N/ha i gylle ved fire forskellige forfrugter. Gennemsnit af to års forsøg ved Forskningscenter Foulum (Ilse A. Rasmussen, pers. medd.)

Forfrugt	Udbytte ugødet (hkg/ha)	Merudbytte (hkg/ha)
Vinterbyg	22,6	3,5
Rajgræs til frø	21,6	2,9
Byg/ært	23,3	4,1
Kløvergræs	25,1	3,8

6.4 Anvendelse af kløvergræs til biogas i økologiske planteavlssædskifter

Mulighederne for at producere biomasse til biogasanlæg i økologiske planteavlssædskifter er belyst med FASSET bedriftsmodellen med udgangspunkt i et modelsædskifte, der er opstillet på baggrund af oplysninger fra databaser ved Fødevarerøkonomisk Institut og Plantedirektoratet over nuværende praksis på danske økologiske planteavlsbrug (Berntsen et al., 2004). Modelsædskiftet i tabel 6.1 repræsenterer ikke et egentligt gennemsnit af gængs økologisk praksis, men en stiliseret praksis hvor afgrøder, som kun dyrkes i meget beskedent omfang, er udeladt.

I basissædskiftet i tabel 6.2 indgår to kløvergræsmarker, hvoraf den ene høstes til ensilage og sælges sammen med en helsædsafgrøde til en nærtliggende økologisk kvægavler, som til gengæld leverer økologisk kvæggylle svarende til 25 kg total-N ha⁻¹ i gennemsnit af hele sædskiftet. I basissædskiftet benyttes den anden kløvergræsmark som en grønbrak. I biogas-1 scenariet tages der også slæt på den anden kløvergræsmark, og udbyttet herfra benyttes sammen med den konventionelle svinegylle til bioforgasning, og den afgassede gylle

fordeles sammen med den økologiske kvæggylle, således at alle marker får en lige stor stigning i gødningsmængde. I biogas-2 scenariet benyttes begge kløvergræsmarker til bioforgasning, således at kun udbyttet fra helsædsmarken sælges til det økologiske kvægbrug. I dette scenarium importeres ikke økologisk kvæggylle, således at den samlede gødningsmængde stort set er ens i de to biogas-scenarier.

Afgrødeproduktion og kvælstofstrømme for scenarierne i tabel 6.2 er beregnet med FASSET-modellen, der er en bedriftsmodel med fokus på hele bedriftens N-omsætning. Som en væsentlig del af modellen indgår en dynamisk markmodel, som på dagligt niveau simulerer bl.a. planteproduktion, N-optag, jordtemperatur, transport af vand og næringsstoffer i jord, og omsætning af organisk og uorganisk C og N i jorden (Olesen et al., 2002; Berntsen et al., 2003). Modellen er udviklet på et omfattende datamateriale og har bl.a. været testet på udvaskningsmålinger fra de økologiske sædskifteforsøg på Jyndevad, Foulum og Flakkebjerg (Olesen et al., 2003). Modellen er fundet at kunne beskrive de målte effekter af typiske driftsmæssige tiltag i økologisk jordbrug, f.eks. anvendelse af organiske gødninger, græsmarker og efterafgrøder.

Tabel 6.2 Model-sædskifte for økologisk planteavl med angivet tilførsel af konventionel svinegylle og økologisk kvæggylle (kg total-N ha⁻¹) til de enkelte afgrøder. I basis-scenariet benyttes almindelig svinegylle og i biogasscenarierne benyttes afgasset svinegylle tilført kløvergræs. Alle marker er lige store

Afgrøde	Basis		Biogas-1		Biogas-2	
	Konv. gylle	Øko. gylle	Konv. gylle/afg. kløver	Øko. gylle	Konv. gylle/afg. kløver	Øko. gylle
Vårbyg		83		125	120	
Ært						
Rug	85		121		120	
Havre		83		125	120	
Vårbyg	85		121		120	
Vårbyg+udlæg		83	121		120	
Kløvergræs		Slæt		Slæt		Biogas
Kløvergræs		Grønbrak		Biogas		Biogas
Vårhvede	56		80		80	
Helsæd+udlæg	43		61		61	
Gennemsnit	27	25	50 (23 fra kløver)	25	74 (47 fra kløver)	0

Der er taget udgangspunkt i tre jordtyper, der udgør et repræsentativt spænd af de danske landbrugsjorder, JB1, JB3 og JB6. For hver jordtype er der antaget to niveauer af organisk stof, et lavt og et højt, svarende til høj og lav frugtbarhed (Berntsen et al., 2004). Modellen blev alene kørt med klimadata fra Foulum i Jylland, som har en årlig gennemsnitstemperatur på 7,3 °C og nedbørmængde på 627 mm. Modellen blev initialiseret med den pågældende jordtype og jordfrugtbarhed. Herefter blev modellen først kørt to år med vårbyg for at stabilisere modellens interne puljer. Derefter blev det aktuelle sædskifte kørt de efterfølgende 10 år. Med henblik på at minimere betydningen af årsvariation i klimaet blev hvert scenarium gentaget 15 gange, hvor startåret blev forskudt et år for hver gentagelse. Effekten af, hvor i sædskiftet simuleringen starter, blev minimeret ved, at hvert scenarium blev startet henholdsvis 1 og 5 år inde i sædskiftet. Resultaterne fra hvert scenarium på en given jordtype og et givent jordfrugtbarhedsniveau

er derfor et gennemsnit over i alt $15 \cdot 2 \cdot 10 = 300$ år.

Mængden af N tilbageført fra biogasanlægget blev estimeret fra den initiale simulering, der viste, at der omtrent kunne høstes 235 kg N ha⁻¹ i en kløvergræsmark. Da der ikke er medtaget et N-tab ved bioforgasningen, bliver hele denne mængde tilbageført sammen med den konventionelle svinegylle. Omsætningsparametrene for den bioforgassede svinegylle blev estimeret fra eksperimentelle data (Kirchman & Lundvall, 1993) ved brug af samme metode som i Petersen et al. (2004). Indholdet af organisk og uorganisk C og N blev også estimeret ud fra Kirchman & Lundvall (1993).

Det samlede tørstofudbytte af korn og ært i sædskifterne stiger i biogasscenarierne sammenlignet med i basisscenariet (tabel 6.3). Udbyttetigningen er på 0,2 og 0,3 t ha⁻¹ for henholdsvis biogas-1 og biogas-2 scenarierne. Udbyttetigningen er størst i vårbyg, rug og

havre, hvor den øgede gødningsmængde har givet bedre vækst. Derimod er der på trods af en øget gødningsmængde et lavere udbytte i vårhvede, der kommer efter kløvergræsmarkerne. Dette skyldes, at kløvergræsproduktionen fjernes i biogasscenerierne og dermed gi-

ver en mindre efterladt kvælstofmængde sammenlignet med grønbrakmarken i basis-scenariet. I helsædsafgrøden er der af samme årsag også en udbyttenedgang i biogasscenerierne.

Tabel 6.3 Simulerede tørstofudbytter (t ha⁻¹) i de enkelte afgrøder for basissceneriet og to biogasscenerier. De simulerede værdier er gennemsnit af tre jordtyper og to frugtbarhedsniveauer

Afgrøde	Basis	Biogas-1	Biogas-2
Vårbyg	3,2	3,6	3,7
Ært	2,3	2,3	2,3
Rug	3,7	4,1	4,1
Havre	3,0	3,3	3,6
Vårhvede	3,6	3,5	3,5
Helsæd	6,7	6,5	6,4
Kløvergræs, slæt	7,4	7,5	
Kløvergræs, biogas		7,1	7,3
Gennemsnit, korn+ært	3,2	3,4	3,5

Der er en større kvælstofmængde i gødningen i biogasscenerierne sammenlignet med basis-scenariet (tabel 6.4). I biogas-1 scenariet opvejes denne større gødningsmængde af bortførslen af N i kløvergræs til biogasanlægget, således at den lavere N-fiksering og det højere udbytte fører til et fald i markoverskuddet på 6 kg N ha⁻¹. I biogas-2 scenariet er der et yderligere fald i markoverskuddet på 5 kg N ha⁻¹, hvilket her især skyldes at importen af økologisk kvæggylle er udeladt. Biogasscenerier resulterer i et gennemsnitligt fald i udvaskningen på 2-3 kg N ha⁻¹. Der er dog et større fald i kvælstofophobningen i jorden (tabel 6.4). Faldet i kvælstofudvaskningen er størst på sandjorden, hvor udvaskningen i basissceneriet også er størst (tabel 6.5).

Effekterne af scenarierne på emission af lattergas fra marken er beregnet ved anvendelse af emissionsfaktorer i henhold til IPCC's metode til opgørelse af nationale emissioner (IPCC, 1997, 2000). Lattergasemissionen er omregnet til CO₂-ækvivalenter under antagelse af en drivhusgaseffekt, der er 310 gange større end for CO₂. Lattergasemissionen fra gødningen stiger i biogasscenerierne som følge af en større gødningsmængde (tabel 6.6). Til gengæld falder emissionen fra planterester, således at den beregnede samlede lattergasemission er næsten uændret i biogasscenerierne sammenlignet med basissceneriet.

Tabel 6.4 Simulerede kvælstofbalancer (kg N ha⁻¹) for basisscenariet og to biogasscenarier som gennemsnit af tre jordtyper og to frugtbarhedsniveauer

Kategori	Post	Basis	Biogas-1	Biogas-2
Input	Gødning	52	75	74
	Fiksering	76	73	73
	Andet	16	16	16
	I alt	144	165	164
Output	Kerne	42	45	48
	Halm+grovfoder	43	42	19
	Biomasse til biogas	0	23	47
	I alt	85	111	115
Markbalance		60	54	49
Tab	Udvaskning	40	38	37
	Ammoniak	3	5	4
	Denitrifikation	8	8	8
Ændring i jord	Organisk stof	12	9	5
	Mineralsk N	-3	-5	-5

Tabel 6.5 Simuleret kvælstofudvaskning (kg N ha⁻¹) for basisscenariet og to biogasscenarier for de enkelte jordtyper og frugtbarhedsniveauer

Jordtype	Jordfrugtbarhed	Basis	Biogas-1	Biogas-2
JB1	Høj	58	55	54
	Lav	44	42	40
JB3	Høj	48	46	45
	Lav	36	34	33
JB6	Høj	31	29	29
	Lav	22	21	20
Gennemsnit		40	38	37

I henhold til IPCC's seneste metodebeskrivelse (IPCC, 2000) beregnes også lattergasemission fra kvælstoffiksering i græsmarksbælgplanter. Her benyttes samme emissionsfaktor som for gødningskvælstof. Der er dog tungtvejende grunde til at mene, at denne emissionsfaktor er overvurderet (Olesen og Petersen, 2002). For det første vil en del af den fikserede kvælstof blive høstet med afgrøden og vil dermed ikke indgå i jordens mikrobielle omsætningen. For det andet vil en del af N-fikseringen også blive medregnet i de plantester, der tilbageføres til jorden, hvilket resul-

terer i dobbelt bogholderi. Endelig vil der være en langsommere frigivelse af uorganisk N i kløvergræsmarker, og det må derfor også forventes, at lattergasemissionen er mindre (Velthof et al., 1998). Der foreligger imidlertid kun meget få studier omkring dette (Thyme og Ambus, 2003), og det er endnu uafklaret, hvordan den biologiske N-fiksering skal medregnes i fremtidige opgørelser af drivhusgasemissioner fra landbruget. Da den estimerede lattergasemission fra kløvergræsset udgør ca. 27% af den samlede udledning af lattergas (tabel 6.6), er der tale om en væsentlig usik-

kerhedsfaktor, som især vil gøre sig gældende ved sammenligninger med emissioner fra konventionelt jordbrug, hvor bidraget fra N-fiksering er langt mindre.

Der er i beregningerne af lattergasemissioner benyttet samme emissionsfaktor for lattergas (1,25% af tilført N) fra husdyrgødning i alle scenarier. I nogle undersøgelser er der dog fundet en lavere emission af lattergas fra afgasset gylle sammenlignet med rå gylle (Petersen, 1999). Hvis det antages, at anvendelse af afgasset gylle kan halvere emissionsfaktoren, så ville de samlede lattergasemissioner falde til 1.240 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ i begge biogas-scenarier, eller en reduktion på 6% i forhold til basisscenariet. Der er imidlertid fortsat stor usikkerhed om grundlaget for at kunne antage en lavere emissionsfaktor fra afgasset gylle.

I biogas-2 scenariet tilføres ingen økologisk kvæggylle, hvilket medfører en reduktion i tilført kulstof til jorden og dermed til en mindre opbygning af jordens organiske stofpulje sammenlignet med de to øvrige scenarier. Samlet set fører dette til en større udledning af drivhusgasser fra biogas-2 scenariet (tabel 6.6). Der er dog i alle scenarier tale om en lagring af kulstof i jorden. I konventionelle planteavlssædskifter vil der på grund af en højere andel af kornafgrøder normalt ske et fald i jordens kulstofindhold (Heidmann et al., 2001). Sammenlignet med konventionel dyrkning medvirker økologiske planteavlssædskifter derfor til at binde CO₂ i jordens pulje af organisk stof (Robertson et al., 2000).

Tabel 6.6 Beregnede emissioner af lattergas med IPCC-modellen på baggrund af de simulerede poster i N-balancen for basisscenariet og to biogasscenarier som gennemsnit af tre jordtyper og to frugtbarhedsniveauer. Desuden har modellen beregnet den gennemsnitlige ændring af kulstofindholdet i jorden, og tilvæksten her er udtrykt for, at der lagres CO₂ i jordens pulje af organisk stof. De samlede emissioner er omregnet til CO₂-ækvivalenter

Emission	Kilde	Basis	Biogas-1	Biogas-2
Lattergas (kg N ₂ O ha ⁻¹ år ⁻¹)	Gødning	1,02	1,48	1,46
	N fiksering	1,49	1,43	1,44
	Planterester	1,41	0,99	1,02
	Ammoniak	0,05	0,07	0,07
	N udvaskning	1,56	1,49	1,45
Tilvækst C i jord (kg C ha ⁻¹ år ⁻¹)		119	110	71
Samlede emissioner (kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ år ⁻¹)	Lattergas	1717	1693	1685
	C i jord	-437	-402	-259
	I alt	1280	1291	1426

6.5 Kombineret afgrøde- og energiproduktion på økologiske bedrifter

De tre bedrifter (basis-, raps- og kløverbedrift) er modelleret med udgangspunkt i en repræsentativ økologisk planteavlsbedrift fra en model over repræsentative bedriftstyper baseret på stikprøver af bedriftsregnskaber fra FØI for 1999, som beskrevet af Dalgaard et al. (2003) samt Larsen (2003). Modellen består af 31 bedriftstyper, herunder økologiske malkekvægsbedrifter og økologiske bedrifter uden malkekvæg på henholdsvis ler- og sandjord. Bedriftstypen økologiske bedrifter uden malkekvæg på sandjord er baseret på 107 regnskaber fra bedrifter uden malkekvæg, dvs. gruppen indeholder en blanding af bedrifter med mindre husdyrhold af forskellig slags. I alt repræsenterer typen 1.084 bedrifter svarende til 42.287 ha på landsplan.

Modellering af tre økologiske bedrifter

Udbytter og arealer er repræsentative for økologiske bedrifter uden malkekvæg, men som følge af at bedriftstypen er et gennemsnit af 107 bedrifter, fremkommer et urealistisk højt antal forskellige afgrøder på relativt små arealer. I modelleringen af de tre bedrifter (basis-, raps- og kløverbedrift) er antallet af afgrøder

derfor reduceret under hensyntagen til muligheden for at kunne generalisere resultaterne.

Udbytter og arealfordeling for de tre økologiske bedrifter er vist i tabel 6.7. Der dyrkes grovfoder på 8 ha af i alt 32 ha sædskifteareal, og derudover er der 3 ha vedvarende græs. Dette er afstemt i forhold til en gennemsnitlig besætning bestående af 12 DE, ca. 50% fra kvæg. Brakarealet på basisbedriften er almindelig brak (ingen bælgplanter) og anvendes dermed ikke til foder. På rapsbedriften er indsat raps i 10% af sædskiftearealet, og for at opnå samme landbrugsareal som på basisbedriften er brak- og vårbygarealet reduceret tilsvarende. På kløverbedriften er arealet med sædskiftegræs udvidet til 7,8 ha (20% sædskifteareal), hvilket frigiver ca. 3,6 ha til høst til biogasproduktion. Det resterende sædskiftegræs (4,2 ha) anvendes til foder, som det også er tilfældet på basis- og rapsbedriften.

Der er brugt de samme gennemsnitlige udbytter på de tre bedrifter. Græsudbyttet fra kløvergræs til biogas er antaget at være på samme niveau som græs til foder, nemlig 5.600 FE ha⁻¹. Der er ikke taget hensyn til, at det forbedrede sædskifte på kløverbedriften formentlig vil øge kornudbytterne pga. forfrugtsværdien af kløvergræs.

Tabel 6.7 Arealfordeling (ha) og udbytter for de tre bedrifter

Afgrøde	Udbytte per ha	Basisbedrift	Rapsbedrift	Kløverbedrift
Vårbyg	31,0 hkg	13,9	13,4	13,6
Hvede	46,1 hkg	3,6	3,6	3,6
Rug	25,3 hkg	2,4	2,4	2,4
Havre	30,4 hkg	2,4	2,4	2,4
Ærter til modenhed	21,7 hkg	1,9	1,9	1,9
Vinterraps	17,6 hkg	0	3,9	0
Helsæd	4300 FE	4,0	4,0	4,0
Sædskiftegræs	5600 FE	4,2	4,2	7,8
Vedvarende græs	2000 FE	3,3	3,3	3,3
Brak		3,3	0	0
I alt		39,0	39,0	39,0

Ud fra de grundlæggende data (udbytter, arealfordeling, dyr m.m.) beregnes bedrifternes forbrug af foder, diesel, elektricitet, smøreolie og gødning. Bedrifternes forbrug, samt drivhusgas- og næringsstofudledning, beregnes efter standardiserede principper anvendt i Livscyklusvurderinger (Dalgaard et al., 2003; Nielsen et al., 2003). Dieselforbruget i markdriften er dog beregnet efter Dalgaard et al. (2001).

For at øge sammenligneligheden (energiforbrug ved samme produktion) er den lavere vårbygproduktion på raps- og kløverbedriften kompenseres ved indkøb af vårbyg til disse bedrifter. Energiforbrug og udledning af næringsstoffer og drivhusgasser forbundet med produktionen af den indkøbte vårbyg er indregnet. Forskellen i arealanvendelse er således stort set baseret på en alternativ anvendelse af brakarealet.

Rapsfrøenes fordeling mellem olie og kage antages at være henholdsvis 30% og 70% (Lunderskov, 2004). Rapsoliens energiindhold antages at være 35 MJ per kg (Bjerg, 2000). Rapskage fra presningen anvendes som foder til dyrene, hvilket betyder, at rapsbedriften indkøber mindre rapsskrå end de to andre bedrifter. Energiforbrug, næringsstof- og driv-

husgasudledning forbundet med produktion af rapsskrå, som er indkøbt til de tre bedrifter, indregnes ligeledes ved brug af standardiserede principper anvendt i Livscyklusvurderinger (Dalgaard et al., 2003; Nielsen et al., 2003).

Kløvergræs dyrket på kløverbedriften transporteres 25 km i en 28-tons-lastbil. Energiforbrug og emission af drivhusgasser forbundet med denne transport er beregnet efter LCA-databasen (Nielsen et al., 2003). Energiudbyttet ved bioforgasning af kløvergræs beregnes ud fra forudsætninger angivet i kapitel 3, og det er antaget, at energi forbrugt til opvarmning og håndtering af kløvergræs på biogasanlægget udgør ca. 5% af elproduktionen og 10% af varmeproduktionen.

For at sammenligne de tre bedrifternes bidrag til drivhuseffekt beregnes dels drivhusgasser udledt direkte fra bedrifterne (f.eks. metan fra køer og lattergas fra afgrøderester) dels drivhusgasser udledt ved fremstilling og transport af de indkøbte produkter (f.eks. CO₂ ved transport af diesel og forarbejdning af rapskage). Metan- og lattergasemissioner fra bedrifterne er beregnet efter IPCC (1997, 2000).

Elektricitet anvendt på bedrifterne antages produceret ved brug af naturgas, og drivhus-

gasemissionen er 655 g CO₂-ækvivalenter per kWh forbrugt, og drivhusgasemission ved forbrug af diesel i traktor er opgjort til 109 g CO₂-ækvivalenter per MJ diesel forbrugt i henhold til LCA-databasen (Nielsen et al., 2003). Metantab fra biogasanlæg, som dels bidrager til drivhuseffekt og dels reducerer energiproduktionen, er sat til 3%.

Konsekvensen af de ændrede sædskifter for jordens lagring af kulstof er ikke inkluderet direkte i drivhusgasregnskabet, men er som beskrevet i afsnit 6.2 anslået til at være 500 kg C oplagret ekstra per ha kløvergræs. Det betyder, at der på kløverbedriften indbygges 6,6 ton ekstra CO₂, set i forhold til basisbedriften.

Nitratudvaskningen på de tre bedrifter er bestemt ved beregning af markoverskud, som herefter er fratrukket ammoniaktab. Efterfølgende er korrigeret for denitrifikation samt indbygning og nedbrydning af kvælstof i jordpuljen. Det er antaget, at der på basis- og rapsbedriften indbygges 15 kg N per ha per år i jordpuljen, mens der på kløverbedriften indbygges 25 kg N per ha per år. Ammoniaktabet er beregnet i henhold til Andersen et al. (1999) og denitrifikation i henhold til Vinther et al. (2004).

Det er antaget, at kløverbedriften modtager afgasset kløvergræs svarende til N-indholdet i det leverede græs. Som en konsekvens heraf er køb af svinegylle reduceret proportionalt med mængden af N tilbageført med afgasset kløvergræs. Ved beregning af udbytter, tab,

samt N- og P-overskud på kløverbedriften er der ikke taget hensyn til evt. forskelle i udnyttelsen af kvælstof i svinegylle og afgasset græs.

Energiregnskab

De tre bedrifters indkøb af diesel, elektricitet, smøreolie, rapskage, vårbyg og gødning samt mængden af solgte produkter per år er vist i tabel 6.8.

På basisbedriften forbruges 3.226 l diesel og ca. 9.500 kWh per år, og der importeres 7,6 ton rapskage og i alt 3,4 ton gylle, heraf ca. 1/3 fra økologiske kvægbrug. På rapsbedriften dækkes mere end 60% af dieselforbruget og mere end 60% af dyrenes rapskageforbrug med rapsolie og -kage produceret på bedriften. Rapsbedriftens elektricitetsforbrug er 2-3% højere end basis- og kløverbedriften, hvilket skyldes rapspressens elektricitetsforbrug.

Korn udgør den største mængde solgte produkter fra bedrifterne og er holdt konstant over de tre typer for at lette sammenligneligheden. Derfor er der 1-2 ton indkøbt vårbyg på raps- og kløverbedriften, hvilket indgår i bedriftenes energiregnskaber i tabel 6.9.

Kløverbedriftens dieselforbrug inkluderer ikke transport af kløvergræs til biogasanlæg, men i bedriftenes energiregnskab i tabel 6.9 indgår energi forbrugt til transport af kløvergræs.

Tabel 6.8 Basis-, raps- og kløverbedriftens indkøb og salg af produkter per år

	Produkt	Basis	Raps	Kløver
Indkøb	Diesel, liter	3.226	1.251	3.092
	Elektricitet, kWh ¹	9.446	9.698	9.446
	Smøreolie, liter ²	323	328	310
	Rapskage, ton	7,6	2,8	7,6
	Vårbyg, ton	0,0	1,8	1,0
	Konv. Svinegylle, ton N	2,3	2,3	
	Afgassetkløvergræs, ton N ³			2,3
	Øko. Kvæggylle, tons N	1,1	1,1	1,1
Salg	Korn, ton	58	58	58
	Ærter, ton	6	6	6
	Kød, tons levende vægt	9	9	9
	Kløvergræs, ton tørstof	0	0	22,4

- 1) Der er regnet med 9,5 MJ energiforbrug per forbrugt kWh, jf. kap. 3
- 2) Smøreolieforbruget er relativt højt sat svarende til en ældre maskinpark.
- 3) Næringsstoffer retur fra biogasanlægget efter afgasning af græs

Kløverbedriften producerer 22,4 ton (beregnet som tørstof) kløvergræs. Kløvergræsset transporteres til et biogasanlæg og giver 111 GJ varme og 26.000 kWh elektricitet. Energimængden er tilstrækkelig til at dække en gennemsnitlig dansk husstands varme- og elektricitetsforbrug i henholdsvis 1 og 6 år (jf. kapitel 3, tabel 3.2).

I tabel 6.9 er vist energiforbrug og –produktion forbundet med produktion af korn, ærter

og kød på basis-, raps- og kløverbedrift. Det viste energiforbrug inkluderer indirekte energi, og dermed er den energi som medgår til fremstilling og distribution af eksempelvis el og rapskage også inkluderet i beregningerne. Basisbedriften forbruger diesel svarende til 129 GJ i alt på de 39 ha (ca. 93 liter diesel per ha). Elektricitetsforbruget er højest på rapsbedriften pga. elektricitet til rapspresning, men i det samlede energiregnskab har det øgede elektricitetsforbrug ingen betydning.

Tabel 6.9 Energiforbrug og energiproduktion forbundet med produktion af korn, ærter og kød på basis-, raps- og kløverbedrift per år. Alle bedrifterne producerer 58 ton korn, 6 ton ærter og 9 ton kød (levende vægt). Alle enheder er i GJ per år undtagen el (kWh per år)

		Basis	Raps	Kløver
Energiforbrug	Diesel, GJ	129	50	124
	Elektricitet, kWh	9.446	9.698	9.446
	Rapskage, GJ	1	0,2	1
	Transport af græs, GJ	0	0	15
	Korn, GJ	0	2	1
Energiproduktion	Varme, GJ	0	0	111
	Elektricitet, kWh	0	0	26020

Tabel 6.10 Energiregnskab (GJ år⁻¹) for basis-, raps- og kløverbedriftsmodellerne per år. Alle bedrifterne producerer 58 ton korn, 6 ton ærter og 9 ton kød (levende vægt)

	Basis	Raps	Kløvergræs oprindelig	Kløvergræs alternativ
Energiforbrug (inkl. indirekte energi), GJ				
Diesel	129	50	124	124
El, produceret på kraftvarmeværk ¹	90	92	90	47
Rapsskrå	1	0,2	1	1
Transport af græs	0	0	15	15
Korn	0	2	1	1
Sum	220	145	231	188
Fortrængt energiproduktion, GJ				
Varme, produceret ²	0	0	111	111
El, fortrængt energiforbrug på kraftvarmeværk ³	0	0	247	130
Sum	0	0	358	241
Nettoenergiforbrug, GJ	220	145	-127	-53

- 1) Der er regnet med 9,5 MJ energiforbrug per forbrugt kWh, jf. kap. 3. I den alternative beregning er det antaget, at el forbrugt og el fortrængt er produceret i kombineret kraftvarmeanlæg med en anslået energiomkostning på 5 MJ/kWh.
- 2) Det antages, at den producerede varme fra biogas nyttiggøres og dermed fortrænger anden varmeproduktion, hvilket ikke altid vil være muligt.
- 3) Den producerede el fra biogas antages at fortrænge samme type el som antages forbrugt på bedrifterne i øvrigt.

Energiforbruget forbundet med produktion af rapskage og korn indkøbt til bedrifterne er lille og uden betydning set i forhold til de øvrige energiposter. Rapsbedriftens nettoenergiforbrug er lavere end basisbedriftens, hvilket udelukkende skyldes det lavere dieselforbrug som følge af produktion og brug af egen rapsolie til drivmiddel. I beregningerne i tabel 6.9 er anvendt et rapsudbytte på 17,6 hkg per ha. Hvis der i stedet regnes med et rapsudbytte på 28,0 hkg per ha, hvilket ifølge Hansen (2004) og tabel 6.1 er en realistisk målsætning, er indkøb af diesel til bedriften unødvendig. Samtidig vil rapsbedriften også være selvforsynende med rapskage, og alt i alt vil rapsbedriften få et nettoenergiforbrug på 98 GJ, hvilket er 30% lavere end nettoenergiforbruget vist i tabel 6.10.

Kløverbedriftens energiforbrug er højere end basisbedriftens energiforbrug, hvilket primært skyldes, at der forbruges 15 GJ til transport af græs til biogasanlæg. Energiforbruget til græstransport er dog lille set i forholdet til energiproduktionen fra bioforgasningen af græs.

Ved bioforgasning af kløvergræs produceres varme og elektricitet svarende til henholdsvis 111 GJ og 26.020 kWh. Det antages, at denne energiproduktion fortrænger produktion af varme (fra olie) og elektricitet (fra naturgas) et andet sted og godskrives derfor kløverbedriften (for el med den samme "energiomkostning" på 9,5 MJ per kWh, som anvendes ved beregning af bedrifternes energiforbrug). Dette bevirker, at kløvergræsbedriften ideelt set

har en nettoenergiproduktion svarende til 127 GJ. I beregningerne for raps- og kløverbedriften er ikke indregnet energi til fremstilling af biogasanlæg og rapspresse, ligesom øvrigt indirekte energiforbrug til vedligeholdelse af disse anlæg ikke er indregnet. Det er en kritisk antagelse, at el fra biogassen fortrænger el produceret uden varmeudnyttelse (hvilket stadig er en mængdemæssig betydende elværkstype) samt at varmen fra biogasforbrænding nyttiggøres. I den alternative beregning i tabel 6.10 er det antaget, at el produceres med udnyttelse af varmen (kraftvarme), hvorfor energiomkostningen til el forbrugt og til el fortrængt anslås til 5 MJ/kWh. Derved reduceres nettoenergievinsten ved kløvergræsbedriften til 53 GJ per år (mod de 127); men der er stadig tale om et positivt energibidrag.

Der er behov for bedre analyser af hvilken type el-produktion, der fortrænges af en evt. biogasbaseret elproduktion samt hvorvidt varmeproduktionen vil kunne nyttiggøres og evt. vil fortrænge anden varmeproduktion.

Kløverbedriften har altså det bedste energiregnskab, da bedriften pga. af varme- og elektricitetsproduktion fra bioforgasning af kløvergræs er nettoenergiproducent under de givne forudsætninger. Det betyder, at produktion af kløvergræs til bioforgasning er en god løsning, set i forhold til et ønske om høj produktion af vedvarende energi. Men bedriftens forbrug af fossil diesel erstattes ikke herved, se dog afsnit 3.3 for beskrivelse af muligheder for anvendelse af biogas i traktoren. Det bemærkes i øvrigt at bedriftens elproduktion hænger sammen med et mindre husdyrhold, som muligvis ikke bliver opretholdt, såfremt der sker en afkobling af EU's landbrugsstøtte. Derved kunne frigøres arealer med kløvergræs til energiproduktion.

Drivhusgasser og N-overskud

Drivhusgasser udledes blandt andet i form af lattergas fra afgrøderester og husdyrgødning, metan fra husdyr og biogasanlæg og CO₂ fra afbrænding af fossilt brændsel. Disse drivhusgasemissioner sker ikke udelukkende på de tre bedrifter, men også i forbindelse med dyrkning af det indkøbte foder samt ved transport af foder, diesel og kløvergræs. Dertil kommer, at den varme og elektricitet, som produceres ved bioforgasning af kløvergræs, fortrænger elektricitet og varme produceret ved brug af fossilt brændsel. På kløverbedriften modregnes denne sparede udledning af fossilt CO₂ efter samme principper som ved beregning af de tre bedrifters nettoenergiforbrug i tabel 6.10. Drivhusgasemissionen efter modregningen af den sparede fossile energi er vist i tabel 6.11, som i øvrigt entydigt viser, at bedrifternes lattergasemissioner giver de største drivhuseffektbidrag.

På rapsbedriften produceres rapsolie og dermed forbruges mindre diesel sammenlignet med de to øvrige bedrifter. Dette medfører en lavere CO₂-udledning fra diesel, som det er vist i tabel 6.11. Elektricitetsforbruget på rapsbedriften er højere end på de to øvrige bedrifter. Imidlertid opvejes dette af det forholdsvist mindre indkøb af rapskage til rapsbedriften. Sammenligning af basisbedrift og rapsbedrift viser, at anvendelsen af raps til olie og rapskage kun reducerer den samlede drivhusgasudledning med ca. 10%. Det skyldes at metan og i høj grad lattergas fra bedrifterne udgør en stor del af den samlede drivhusgasemission. Af tabel 6.11 ses desuden, at den samlede drivhusgasudledning forbundet med produktionen på rapsbedriften er 107 ton CO₂-ækvivalenter. Hvis rapsudbyttet sættes til 28,0 hkg pr. ha i stedet for 17,6 hkg per ha, beregnes en samlet drivhusgasudledning på 98 ton CO₂-ækvivalenter, hvilket dog stadig er højere end netto drivhusgasudledningen

forbundet med produktionen på kløverbedriften (92 ton CO₂-ækvivalenter).

På kløverbedriften produceres kløvergræs, som transporteres til biogasanlæg. Drivhusgasemissionen forbundet med denne transport er meget lille set i forhold til lattergas- og metanudledning fra bedriften. Tabet af metan (3%) fra biogasanlægget bidrager til drivhuseffekt, men er også ubetydeligt sammenlignet med de øvrige drivhusgasudledninger. De tre hektar med kløvergræs til biogasproduktion på kløverbedriften bevirker, at kløverbedriftens netto drivhusgasudledning er 23 ton CO₂-ækvivalenter lavere end basisbedriftens drivhusgasudledning under den stærke antagelse om fortrængning af energiforbrug på 9,5 MJ/kWh.

Set i forhold til de samlede drivhusgasudledninger direkte fra bedrifterne gør det ingen forskel, om der dyrkes traditionelle afgrøder (basisbedrift) eller energiafgrøder (raps- og kløverbedrift). På bedriftsniveau er lattergas meget dominerende hvad angår bidrag til drivhuseffekt. Lattergas dannes både ved denitrifikation af husdyrgødning, kvælstoffiksering, nedbrydning af afgrøderester og ved denitrifikation af udvasket nitrat. Hovedparten af lattergasudledningen hidrører fra husdyrgødning og nitratudvaskning. På bedrifter uden drøvtyggere og dermed lavere metan- og lattergasemission vil CO₂-besparelsen naturligvis slå hårdere igennem.

Tabel 6.11 Drivhusgasemissioner (ton CO₂-ækvivalenter per bedrift per år) forbundet med produktionen på henholdsvis basis-, raps- og kløverbedrift

	Basis	Raps	Kløver
Lattergas	82	82	82
Metan fra bedrift og biogasanlæg	13	13	16
CO ₂ fra diesel	12	5	12
El og rapskage indkøbt	8	7	8
Transport af græs	0	0	1
Fortrængt varme	0	0	-10
Fortrængt el	0	0	-17
I alt	115	107	92

De tre bedrifters kvælstofregnskab og -udvaskning er vist i tabel 6.12. Det lavere markoverskud på kløverbedriften skyldes bortførelse af kløvergræs, som dog delvist opvejes af øget kvælstoffiksering. Ammoniaktab og denitrifikation er identisk på de tre bedrifter,

mens der indbygges 10 kg kvælstof mere per ha på kløverbedriften sammenlignet med basis- og kløverbedriften. Samlet set giver dette en kvælstofudvaskning, som er 15 kg N per ha lavere på kløverbedriften.

Tabel 6.12 Kvælstofbalancer på basis-, raps- og kløverbedrift (kg N ha⁻¹)

		Basis	Raps	Kløver
Input	Husdyrgødning	113	113	113
	Fiksering	28	28	42
	Deposition	16	16	16
	I alt	157	157	171
Output	Vegetabiliske produkter	28	28	47
	Dyr	28	28	28
	I alt	56	56	75
Netto	Markoverskud, kg N/ha	101	101	96
Tab	Ammoniaktab, kg N/ha	11	11	11
	Denitrifikation, kg N/ha	14	14	14
	Indbygning i jordpulje	15	15	25
	Udvaskning, kg N/ha	61	61	46

6.6 Diskussion

Dyrkning af raps til brændstofanvendelse og dyrkning af kløvergræs til biogas reducerer forbruget af fossil energi og forekommer dermed at være en god alternativ anvendelse af brakarealer. Rapsbedriften, hvor 3,9 ha dyrkes med raps, har et nettoenergiforbrug på 145 GJ per år, mens kløverbedriften, hvor der dyrkes 3,6 ha med kløvergræs til biogasproduktion, har en netto energiproduktion på 127 GJ pr. år under forudsætning af at elproduktionen fortrænger el produceret på kraftværker uden varmeudnyttelse. Kløverbedriften er således mest energieffektiv. Samtidig bevirker kløvergræs i sædskiftet en bedre frugtbarhed og dermed kan der forventes højere kornudbytter, selvom dette ikke er indregnet. Det kunne overvejes at øge arealet yderligere eller reducere husdyrholdet, hvilket vil øge energipotentialt fra bedriften. Imidlertid anses 20% græs for rigeligt på en planteavlsbedrift til at opnå fordele med hensyn til forfrugtsværdier og øget frugtbarhed.

I beregningerne er det antaget, at det kløvergræs, som bioforgasses, transporteres 25 km til et centralt biogasanlæg. Dette kan betragtes

som værende i strid med nærhedsprincippet, men transporten forårsager dog kun et lavt forbrug af fossil energi. En anden mulighed er at bioforgasse kløvergræsset i gårdbiogasanlæg, hvorved transport undgås. Ved bioforgasning i gårdbiogasanlæg er energiproduktionen dog sandsynligvis mindre effektiv (Hjort-Gregersen, 2003).

Rapsdyrkingen derimod er i god overensstemmelse med nærhedsprincippet, da rapsen presses på bedriften og anvendes i egen traktor. Rapsolien vil muligvis kunne anvendes mere miljømæssigt rationelt som delvis erstatning for diesel andre steder i transportsektoren end lige akkurat i bedriftens egen traktor. Under en sådan antagelse kunne man lade rapsolien fortrænge diesel i en livscyklusvurdering af transport.

I opgørelserne over energiforbrug og energiproduktion på basis-, raps- og kløverbedriften er energien opgjort i joule, og der skelnes således ikke mellem forskellige typer energi. En sådan opgørelse kan ikke stå alene, da drivhusgasudledningen per joule afhænger af, om energibæreren er naturgas, olie eller elektricitet. Hvis målet med at reducere brugen af

fossilt brændsel er at reducere drivhusgasudledningen, er det derfor også vigtigt at energiforbruget udspecificeres på energityper.

Ved vurdering af forskellige produktionsformers energiforbrug og drivhusgasemission mangler generelt viden om produktionsanlæggenes energiomkostninger. Energiforbrug og drivhusgasemission forbundet med konstruktion af biogasanlæg, traktor og maskinhus er således ikke inkluderet i resultaterne i tabel 6.10 og 6.11, og dermed er energiforbruget på basis-, raps- og kløverbedriften lidt underestimeret. Energiforbrug til fremstilling af maskiner er i kapitel 2, tabel 2.3 angivet som i gennemsnit 12 MJ per liter diesel forbrugt, hvorimod energi til fremstilling af bygninger og biogasanlæg er en ukendt størrelse. Data for energiforbrug til konstruktion af stalde, maskiner, biogasanlæg er nødvendige for at opnå indblik i forskellige produktionsformers reelle energiforbrug og drivhusgasudledning.

Der er i LCA-beregningerne på bedriftsniveau ikke taget hensyn til, at anvendelse af kløvergræs til biogas kan påvirke udbyttet. I FASSET-beregningerne på markniveau har anvendelse af kløvergræs til biogas med uændret import af husdyrgødning (biogas-1) ført til en stigning i udbytterne på 0,2 t tørstof ha⁻¹. Dette dækker over nogen variation mellem afgrøderne. De største merudbytter (ca. 0,4 t ha⁻¹) er opnået i afgrøder, der er placeret længst efter kløvergræsmarkerne, hvor den øgede gødningsmængde har kunnet øge udbytterne. Derimod har bortførslen af kløvergræs fra grøngødningsmarken reduceret eftervirkningen af kløvergræsmarkerne, hvilket har reduceret udbytterne i afgrøderne umiddelbart efter kløvergræsmarkerne med ca. 0,1-0,2 t ha⁻¹. I scenariet, hvor begge kløvergræsmarker udnyttes til biogas (biogas-2 i tabel 6.1), er udbytteeffekterne endnu større.

Biogasscenerierne i FASSET-beregningerne fører til en stigning i kvælstofimporten på ca. 20 kg N ha⁻¹ (tabel 6.4). Dette skyldes dog, at kvælstof fra grøngødningsmarken fordeles på de øvrige marker i biogasscenerierne snarere end blot at blive tilbageført på denne mark. Der er således ikke tale om en øget kvælstoftilførsel fra andre bedrifter eller fra N-fiksering i biogasscenerierne. Derimod udelades import af økologisk kvæggylle i biogas-2 scenariet på trods af, at der fortsat eksporteres helsæd til de kvægbedrifter, der har leveret kvæggyllen. De større udbytter vil gøre det muligt med bioforgasning af kløvergræsset at opretholde udbytterne på de økologiske planteavlbrug med en reduceret import af konventionel svinegylle. Olesen et al. (2002) fandt et udbytterespons på total-N i husdyrgødningen på ca. 0,016 t tørstof kg⁻¹ N. Med dette udbytterespons kan udbyttet i biogas-1 scenariet opretholdes på niveauet i basissceneriet med en reduktion i importen af konventionel svinegylle på 13 kg N ha⁻¹. I biogas-2 scenariet, hvor hele kløvergræsarealet udnyttes til biogas, kan mængden af konventionel svinegylle tilsvarende reduceres med 19 kg N ha⁻¹ ud af en samlet importeret mængde på 27 kg N ha⁻¹. Da importen af økologisk gylle også er fjernet i biogas-2 scenariet, vil afgrødeudbytterne i dette scenarium således kunne opretholdes stort set uden import af husdyrgødning. Dette forudsætter dog, at andre næringsstoffer end kvælstof ikke er begrænsende.

I FASSET-beregningerne medfører anvendelse af kløvergræs til biogas en reduktion i kvælstofoverskuddet på markniveau på 6 kg N ha⁻¹ i biogas-1 scenariet og på 11 kg N ha⁻¹ i biogas-2 scenariet. I biogasscenerierne er der en mindre kvælstofophobning i jordens pulje af organisk stof som følge af mindre tilbageførsel i grønbrakmarken i biogas-1 scenariet og som følge af stop for import af kvæggylle i biogas-2 scenariet. Dette fald i kvælstofophobningen er ansvarlig for hovedparten af

reduktionen i kvælstofoverskuddet, hvorimod der kun er et mindre fald i kvælstofudvaskningen på 2-3 kg N ha⁻¹ i biogasscenerierne. Den mindre kvælstofophobning vil dog på længere sigt føre til en mindre kvælstofudvaskning i biogasscenerierne.

I LCA-beregningerne er der ingen forskel i kvælstofbalancerne på basis- og rapsbedrifterne (tabel 6.12), hvilket hænger sammen med, at der kun er mindre ændringer i sædskiftet, idet brakmarken erstattes af vinterraps til energiproduktion, og det forudsættes, at der ikke sker kvæstoffiksering i brakmarken. På kløverbedriften er der et større kvæstofinput i form af N-fiksering, men også et større output i form af kløvergræs til biogasproduktion, da kløvergræsarealet er øget i dette scenarium. Kvæstoffet fra biogasproduktion returneres til kløverbedriften, og da mængden af importeret kvæstof er forudsat at være ens i alle scenarier, indebærer dette en tilsvarende reduktion i importeret økologisk og konventionel husdyrgødning. Det større kløvergræsareal på kløverbedriften fører til en større akkumulering af kvæstof i jordens organiske pulje, som sammen med et mindre markoverskud fører til en reduktion i kvæstofudvaskningen på 15 kg N ha⁻¹. Denne beregning af kvæstofudvaskning er dog behæftet med betydelige usikkerheder, da den bygger på en række usikre antagelser omkring de øvrige tabsposter og omkring indbygning i jordens kvæstofpulje.

Kvæstofoverskuddet på markniveau i LCA-beregningerne er betydeligt højere end for FASSET-beregningerne (sammenlign tabel 6.4 og 6.12). Dette skyldes flere forhold. Der er i FASSET-beregningerne taget udgangspunkt i rene planteavlbedrifter, mens der i LCA-beregningerne indgår bedrifter med et mindre, blandet husdyrhold, hvilket medfører at mængden af husdyrgødning er noget større i

LCA-beregningerne end i FASSET-beregningerne. Endvidere er de beregnede udbytter med FASSET ca. 10-20% højere end de udbytter, der er anvendt i LCA-beregningerne. Den større kvæstoffiksering i FASSET- end i LCA-beregninger skyldes delvist, at der ikke antages at være N-fiksering i brakmarken i LCA-beregningerne, hvorimod denne mark fikserer ca. 200 kg N ha⁻¹ i FASSET-beregningerne.

Emissioner af lattergas udgør den største post i drivhusgasregnskabet i LCA-beregningerne, og der er ingen forskel mellem bedrifterne i disse lattergasemissioner. Heller ikke i FASSET-beregningerne fås forskelle mellem scenarierne i lattergasemissioner, hvilket skyldes at fald i emissionerne fra en af kilderne til lattergas opvejes af stigende emissioner fra andre kilder. I disse beregninger indgår dog ikke, at biogasgylle kan have en lavere emissionsfaktor end ubehandlet gylle. I FASSET-beregningerne fås en reduceret kulstofophobning i jorden i biogasscenerierne, hvilket på markniveau fører til en større netto drivhusemission i biogasscenerierne (tabel 6.6). Denne beregning indeholder dog ikke effekten af substitution af fossil energi, som ifølge LCA-beregningerne langt overstiger effekten af en eventuel ændring af kulstofindholdet i jorden (tabel 6.11).

Der er knyttet en lang række usikkerheder til beregningerne af effekterne af anvendelse af energiafgrøder på såvel afgrødeproduktionen som på miljøet. En stor del af denne usikkerhed er knyttet til effekten af ændret afgrødesammensætning og ændret gødningstype på kvæstofcyklus og kvæstoftab via både udvaskning og denitrifikation. Derudover er der behov for at få undersøgt mulighederne for at optimere sædskiftet i systemer, hvor energiproduktionen indgår som et væsentligt aspekt.

6.7 Videnbehov vedrørende miljø- og energibalancer ved energiproduktion på økologiske planteavlsbedrifter

Opgørelserne i dette kapitel viser, at der kan være nogle positive synergieffekter af dyrkning af energiafgrøder på såvel sædskifte- som bedriftsniveau. Der er dog tale om overordnede betragtninger og foreløbige beregninger, som kræver yderligere dokumentation, både eksperimentelt og modelmæssigt. Der er endvidere et betydeligt behov for at studere, hvordan de ændrede kulstof- og kvælstofstrømme påvirker tabet af kvælstof fra systemet (herunder kvælstofudvaskning og lattergasemissioner) samt lagring af kulstof i jorden. Endvidere er der behov for:

- Yderligere analyse af, hvorledes kløvergræsproduktion til biogas kan bidrage til selvforsyning med kvælstof på planteavlsbrug.
- Afprøvning og dokumentation af de næringsstofmæssige sædskifteeffekter i praksis.
- Undersøgelse af effekt af benyttelse af kløvergræsmarken (grønbrak og biogas-

produktion) for N-fikseringen, produktionen i græsmarken og dennes eftervirkning.

- Undersøgelse af lattergasemission ved de forskellige udnyttelser af kløvergræs (grønbrak, græsning og biogasproduktion), herunder kvantificering af effekterne af N-fiksering og inkorporering af planterester for lattergasemission.
- Undersøgelse af emission af lattergas fra afgasset gylle kontra andre typer af husdyrgødning samt sammenligning med lattergasemissioner fra inkorporering af planterester.
- Energimæssig værdisætning af egenproduktion af kvælstof frem for import af konventionel gylle.
- Bedre energiværdier for staldtyper, biogasanlæg, andre bygninger m.m.
- Afklaring af hvilke typer konventionel energiproduktion, der vil kunne fortrænges ved energiproduktion i økologiske jordbrug, og dermed omfanget af fossil energi, der fortrænges.

6.8 Litteratur

Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F. & Poulsen, H.D. 1999. Emission af ammoniak fra landbruget - status og kilder. Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 1, Danmarks JordbrugsForskning, 63 pp.

Anonym. 2003. Økologiske jordbrugsbedrifter 2002. Autorisation. Produktion. Plantedirektoratet. 13 pp.

Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. & Hutchings, N.J. 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76, 817-839.

- Berntsen, J., Petersen, B.M., Kristensen, I.S. & Olesen, J.E. 2004. Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter - simuleringer med FASSET bedriftsmodellen. Intern rapport fra FØJO nr. 56, 2004..
- Bjerg, J. 2000. Notat om energimæssig anvendelse af rapsolie i oliefyr. Videnscenter for halm- og flisfyring. <http://www.videnscenter.dk/videnblade-dok/vb-156.htm>.
- Dalgaard, R., Halberg, N., Kristensen, I.S. & Larsen, I. 2003. An LC inventory based on representative and coherent farm types. Paper presented at the 4th international conference on Life cycle Assessment in the agri-food sector, Horsens, Denmark, 6-8 October. 8 pp.
- Dalgaard, T., Halberg, N. & Porter, J.R. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87, 51-65.
- Eriksen, J. 2001. Nitrate leaching and growth of cereal crops following cultivation of contrasting temporary grasslands. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 136, 271-281. Hansen, B., 2004. Sådan dyrkes vinterraps økologisk. *Månedsmagasinet Mark* 1 2004, s. 56.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord. Resultater fra kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport Markbrug nr. 54.
- Hjort-Gregersen, K. 2003. Økonomien i biogasfællesanlæg. Fødevareøkonomisk Institut, rapportnr. 150.
- 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.
- Johnston, A.E., McEwen, J., Lane, P.W., Hewitt, M.V., Poulton, P.R. & Yeoman, D.P. 1994. Effects of one to six year old ryegrass-clover leys on soil nitrogen and on the subsequent yields and fertilizer nitrogen requirements of the arable sequence winter wheat, potatoes, winter wheat, winter beans *Vicia faba* grown on a sandy soil. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 122, 73-89.
- Kirchmann, H. & Lundvall, A. 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils* 15, 161-164.
- Larsen, I. 2003. LCA project. Method description. www.lcafood.dk/database.
- Lunderskov, M. 2004. <http://www.eksperimenter.dk/eksperimenter/faktasider/xraps-ko.html>

- Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R. & Halberg, N. 2003. LCA food database. Available online, 010404 at www.lcafood.dk/database.
- Olesen, J.E., Askegaard, M. & Berntsen, J. 2003. Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. Proceedings of N-workshop, IGER, UK.
- Olesen, J.E. & Petersen, S.O. 2003. The need for truly common Nordic guidance on greenhouse gas emissions inventories for agriculture. I Petersen, S.O. & Olesen, J.E. red. Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic Countries. DIAS report Plant Production 81, 7-15.
- Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S., Jamieson, P.D. & Thomsen, A.G. 2002. Comparison of methods for simulating effects of nitrogen on green area index and dry matter growth in winter wheat. *Field Crops Research* 74, 131-149.
- Olesen, J.E., Rasmussen, I.A., Askegaard, M. & Kristensen, K. 2002. Whole-rotation dry matter and nitrogen grain yields from the first course of an organic farming crop rotation experiment. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 139, 361-370.
- Petersen, S.O. 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality* 28, 1610-1618.
- Petersen, B.M., Jensen, L.S., Berntsen, B., Hansen, S., Pedersen, A., Henriksen, T.M., Sørensen, P., Trinsoutrot, I. 2004. CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. II: Short term carbon and nitrogen development. *Soil Biology & Biochemistry* submitted.
- Robertson, G.P., Paul, E.A. & Harwood, R.R. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289, 1922-1925.
- Thomsen, I.K. & Olesen, J.E. 2000. C and N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 135, 151-159.
- Thyme, M. & Ambus, P. 2003. From N₂ fixation to N₂O emission in a grass-clover pasture. Abstract for the 12th N workshop. 21-24 September, 2003, Exeter, UK.
- Velthof, G.L., van Beusichem, M.L. & Oenema, O. 1998. Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming systems. *Environmental Pollution* 102 S1, 173-178.
- Vinther, F.P. & Hansen, S. 2004. SimDen - En simpel model til kvantificering af N₂O-emission og denitrifikation. DJF-rapport under udarbejdelse.

7 Muligheder og barrierer for energiproduktion og energibesparelser i økologisk jordbrug

Tommy Dalgaard¹, Inge T. Kristensen¹, Morten Gylling², Niels Halberg¹ & Uffe Jørgensen¹

¹) Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning

²) Fødevareøkonomisk Institut, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

7.1 Sammendrag

Mulighederne for økologisk energiproduktion er opgjort for tre bioenergiscenarier samt et vindmøllescenario og sammenlignet med det samlede direkte og indirekte energiforbrug i økologisk jordbrug. Det samlede energiforbrug var i 2002 ca. 2,5 PJ. Det første scenario viste, at den økologiske husdyrgødning potentielt set kunne udnyttes til fortrængning af et fossilt energiforbrug på ca. 1,1 PJ med biogasenergi. Dertil kunne en øget kløvergræsproduktion på plantebedrifter udnyttes til bioforgasning og fortrænge yderligere omkring 0,7 PJ fossilt energiforbrug. Økonomiske budgetkalkuler viste, at denne type bioenergiproduktion kunne være realistisk, især i husdyrintensive områder. Det andet scenario viste en mulig produktion på ca. 0,2 PJ i form af koldpresset økologisk rapsolie, som kunne være økonomisk attraktivt ved afgiftsfritagelse af rapsolien. Scenario 3 viste, at produktion af elletræer på et areal svarende til det udtagne areal på den økologiske bedrifter i 2002, ville kunne resultere i en samlet energiproduktion, og dermed en fortrængning af et fossilt energiforbrug på ca. 3,0 PJ. Ved at etablere husstandsmøller ved 25% af de økologiske ejendomme vil der kunne fortrænges ca. 0,3 PJ fossil energi. Produktion af afgrøder til energi vil muligvis blive økonomisk attraktiv, når der fra i år ud over arealstøtten indføres et EU-

tilskud på 45 €/ha til ikke-udtagne arealer med energiafgrøder. Resultaterne af de tre scenarier diskuteres i forhold til potentialet ved forskellige former for energibesparelser. På denne baggrund konkluderes, at mulighederne for energibesparelser er forholdsvis begrænsede i forhold til det potentiale, der vil være ved en målrettet udvidelse af bioenergiproduktionen i økologisk jordbrug. Endelig diskuteres fordele og ulemper ved forskellige indikatorer til opgørelse af energiforbrug i økologisk jordbrug, og fremtidige viden- og forskningsbehov opsummeres. Især er der behov for 1) Konkrete case studier med systemanalyser i lokalområder, omkostningseffektivitetsopgørelser og teknologivurdering af forskellige former for bioenergiproduktion og mulige synergieffekter; 2) Analyser af mulighederne for regulering og regeldannelse, som sikrer at økologisk produktion bidrager til et reduceret fossilt energiforbrug; samt 3) Analyser af energiforbrug i dansk økologisk jordbrug set i det internationale perspektiv.

7.2 Økologisk landbrug og energi

Tabel 7.1 viser det økologiske landbrugsareal i Danmark 2002, fordelt på henholdsvis rene malkekvægsbrug, rene planteavlbrug og øvrige økologiske brugsformer. De øvrige brugs-

former omfatter fx bedrifter med svine- eller fjerkræproduktion samt blandede bedrifter – herunder bedrifter, hvor økologisk landbrug

foregår i kombination med konventionel produktion.

Tabel 7.1 Det økologisk dyrkede areal på forskelle typer landbrug i de danske amter 2002 (Danmarks JordbrugsForskning, 2004)¹

	Rene mælkebrug (1000 ha)	Rene plantebrug (1000 ha)	Øvrige brug ² (1000 ha)	I alt (1000 ha)
Hovedstadsområdet	0,0	1,4	4,5	5,9
Frederiksborg Amt	0,8	1,8	1,3	3,8
Roskilde Amt	0,8	1,4	0,7	2,9
Vestsjællands Amt	2,4	2,3	3,6	8,3
Storstrøms Amt	0,2	1,8	2,2	4,2
Bornholm	0,5	0,6	0,6	1,7
Fyns Amt	0,9	1,8	2,1	4,8
Sønderjyllands Amt	27,1	7,7	6,2	41,0
Ribe Amt	7,4	3,7	5,1	16,3
Vejle Amt	4,8	4,0	3,4	12,2
Ringkøbing Amt	15,8	5,6	4,8	26,1
Århus Amt	4,1	8,4	6,1	18,7
Viborg Amt	6,5	6,5	5,2	18,2
Nordjyllands Amt	9,2	5,2	4,8	19,1
I alt	80,5	52,2	50,6	183,3

1) Oplysningerne stammer bl.a. fra hektarstøtteansøgningerne. I opgørelsen indgår de arealer, der var angivet som omlagte eller under omlægning senest i 2002. Dvs. tallene er ikke helt sammenlignelige med opgørelserne i tabel 1.2. Fordelingen på amter er sket ud fra bedriftens adresse, dette kan betyde, at nogle arealer er placeret i andet amt end deres fysiske beliggenhed, dette kan fx gøre sig gældende ved interessentselskaber.

2) Øvrige brugsformer omfatter fx bedrifter med svine- eller fjerkræproduktion samt blandede bedrifter – herunder bedrifter hvor økologisk landbrug foregår i kombination med konventionel produktion.

Med udgangspunkt i denne fordeling af det økologiske areal på brugstyper (tabel 7.1) og opgørelserne af energiforbruget på økologiske malkekvægsbrug (figur 2.6) samt øvrige økologiske brug (tabel 6.9) er det samlede direkte og indirekte energiforbrug i dansk økologisk jordbrug opgjort til ca. 2,5 PJ i år 2002. Dette svarer til godt 3% af det i tabel 2.5 opgjorte

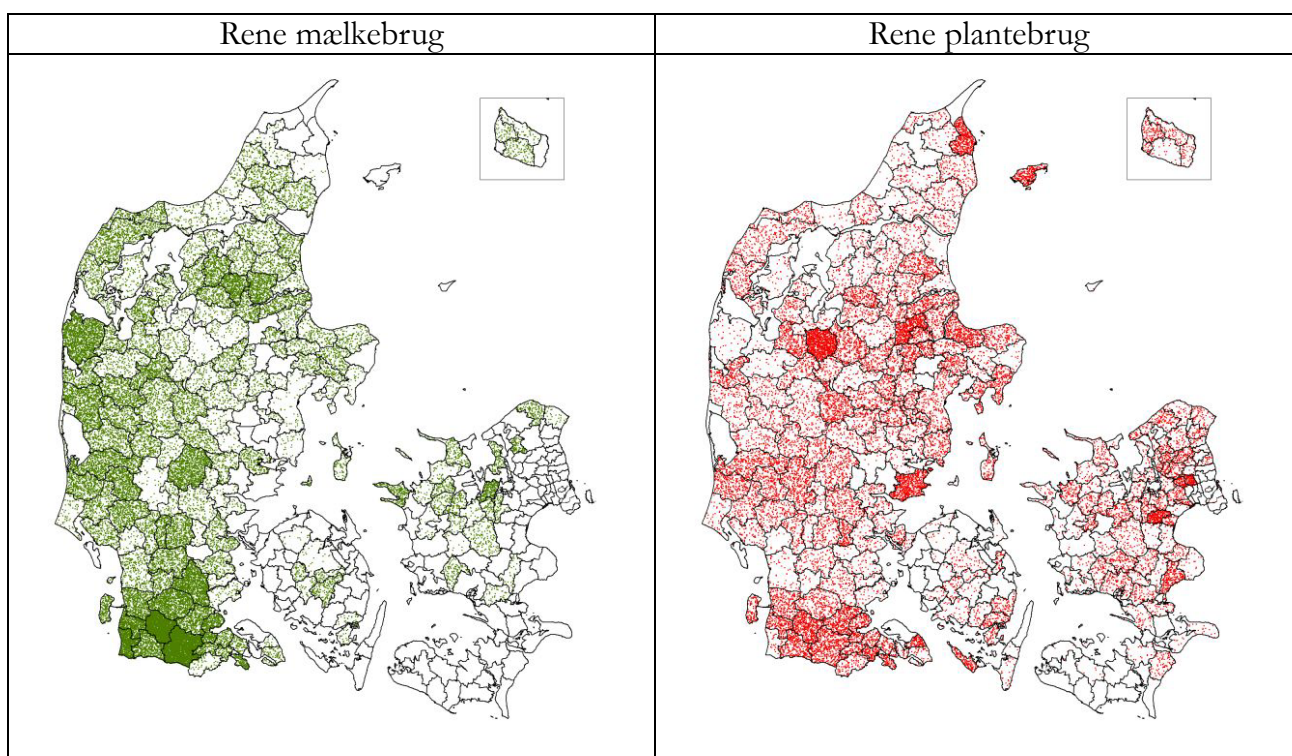
samlede direkte og indirekte energiforbrug i dansk landbrug på ca. 77 PJ i 1996 (Dalgaard et al., 2000). Tilsvarende ville det samlede energiforbrug i landbruget have været ca. 37 PJ, hvis 100% af det danske landbrugsareal blev dyrket sådan, som den økologiske del af arealet blev dyrket i 2002.

Tabel 7.2 Overslag over det samlede direkte og indirekte energiforbrug i økologisk jordbrug 2002. 1 PJ= 1.015 J. At det indirekte energiforbrug er inkluderet betyder fx, at energitab ved produktion og distribution af el er indregnet. De angivne 0,6 PJ svarer således ikke til de direkte forbrugte kWh i økologisk jordbrug

PJ	Økologiske malkebrug	Andre økologiske brug	I alt
Olie	0,3	0,3	0,7
El	0,3	0,2	0,6
Netto indkøbt foder mv.	0,8	0,0	0,8
Bygninger og maskiner	0,3	0,1	0,5
I alt	1,8	0,7	2,5

Den økologiske jordbrugsproduktion er ikke ligeligt fordelt over landet (figur 7.1), hvilket har betydning for energiforbruget i de enkelte landsdele og, som vi vil diskutere nærmere i

det følgende, har betydning for mulighederne for økologisk energiproduktion samt omkostningerne ved en sådan produktion.



Figur 7.1 Fordelingen af det dyrkede areal på rene økologisk malkekvægsbrug (til venstre), rene økologiske planteavlsbrug (til højre). 1 prik svarer til 2 ha dyrket areal i 2002 (øvrige brug se tabel 7.1)

7.3 Scenarier for energiproduktion

På baggrund af ovenstående oplysninger om økologisk jordbrug i Danmark, samt de informationer som er sammenstillet i de foregående kapitler, er der regnet på tre scenarier for bioenergiproduktion: 1) Produktion af biogasenergi fra økologisk husdyrgødning og kløvergræs, 2) Produktion af energi i form af koldpresset økologisk rapsolie, samt 3) Produktion af elletræer til bioenergi. Desuden er de tre scenarier for bioenergiproduktion sammenlignet med et scenario, hvor der op sættes husstandsmøller på 25% af de økologiske ejendomme.

I scenarierne er den potentielle energiproduktion i Danmark opgjort for hver af de specificerede bioenergiproduktionsformer og sammenlignet med økonomiske kalkuler. Herved søges skabt et bedre overblik over mulighederne og barriererne for energiproduktion i økologisk landbrug i Danmark.

Biogasproduktion på husdyrgødning og kløvergræs

Den potentielle produktion af energi ved økologisk biogasproduktion afhænger først og fremmest af husdyrproduktionens størrelse, fordeling og sammensætning. I tabel 7.3 er det samlede potentiale for biogas energiproduktion i form af el og varme opgjort på baggrund af en opgørelse af økologiske dyreenheder (DE) i de danske amter 2002 (Danmarks JordbrugsForskning, 2004) samt normer for

energiudbyttet ved biogasproduktion (tabel 3.2). Ved beregningerne er det antaget at 60% af husdyrgødningen fra kvæg og 70% af husdyrgødningen fra andre husdyr kan opsamles til biogasproduktion, mens resten antages afsat direkte på marken under afgræsning uden mulighed for opsamling. Der er jf. tabel 3.2. fratrukket et procestab og internt forbrug på biogasværket på 5% af den samlede brutto energiproduktion af el og 10% af den samlede brutto energiproduktion af varme. Der er ikke indregnet noget indirekte energiforbrug til opførsel og drift af selve biogasanlægget, ligesom der i nærværende beregninger ikke er indregnet et energiforbrug til transport af gødningsprodukterne.

Ved at tilføje kløvergræs kan den økologiske biogasproduktion forøges. Kløvergræsset kan i den forbindelse fungere som erstatning for, eller supplement til organisk energirigt industriaffald, som er nødvendig for at "booste" biogasproduktionen, og hvis anvendelse næppe i alle tilfælde vil være acceptabel i økologiske anlæg. I tabel 7.4 er som eksempel vist den potentielle netto energiproduktion, som vil kunne opnås ved dyrkning af kløvergræs til bioforgasning på økologiske brug, som ikke er rene malkekvægsbrug (se tabel 7.1). Netto energiproduktionen er således beregnet ud fra tabel 6.9, som forskellen mellem netto energiforbruget på basisbedriften (der repræsenterer energiforbruget på alle ikke-malkebedrifter i 2002) og den i kapitel 6 opstillede kløverbedrift.

Tabel 7.3 Beregnet potentiel energiproduktion ved biogasproduktion fra husdyrgødning i økologisk jordbrug. Energiproduktionen er opgjort som brutto energiproduktion fra den husdyrgødningsmængde, som kan antages opsamlet til biogasproduktion, fratrukket et procestab og internt forbrug af el- og varme på biogasværket

	Kvæg (1000 DE)	Øvrige (1000 DE)	El (mio. kWh)	Varme (mio. kWh)
Hovedstadsområdet	1,7	7,9	8,7	8,0
Frederiksborg Amt	1,1	0,3	1,0	1,0
Roskilde Amt	1,1	0,3	1,1	1,0
Vestsjællands Amt	3,4	1,3	3,6	3,3
Storstrøms Amt	0,3	0,4	0,6	0,6
Bornholm	0,7	0,4	0,8	0,8
Fyns Amt	1,2	1,5	2,3	2,1
Sønderjyllands Amt	34,2	3,4	26,7	24,4
Ribe Amt	12,2	2,5	10,8	9,9
Vejle Amt	6,3	2,6	6,8	6,2
Ringkøbing Amt	21,9	2,1	16,9	15,5
Århus Amt	6,4	2,1	6,3	5,8
Viborg Amt	12,4	2,6	11,0	10,1
Nordjyllands Amt	12,6	2,4	10,9	10,0
I alt	115,7	29,9	107,4	98,4

I tabel 7.4 er den beregnede netto fortrængning af fossil energi ved bioforgasning på kløverbedrifterne endvidere sammenlignet med den beregnede samlede energiproduktion fra bioforgasning af husdyrgødningen (tabel 7.3). I eksemplet er kWh el produceret omsat til joule med faktoren 9,5 MJ/kWh, således at det energitab, der ville være ved en tilsvarende produktion og distribution af el på baggrund af fossil energi, er medregnet (jf. kap. 2, hvor de kritiske forudsætninger ved denne antagelse er diskuteret). Derimod er kWh varme produceret omsat direkte til joule med SI-enhedsfaktoren 3,6 MJ/kWh. Disse antagelser svarer til antagelserne bag kløverbedriftsberegningerne i kapitel 6. Desuden er fratrukket et skønnet energiforbrug til opførsel af bygninger og anlæg på biogasværkerne, håndtering af gødningen mv. Dette fradrag er anslået til 20% af den totale energiproduktion, hvilket med vilje er valgt som et konservativt skøn.

I praksis vil det ganske givet ikke være muligt at udnytte hele dette potentiale for biogasenergiproduktion i økologisk jordbrug, hvilket bl.a. skyldes den skæve geografiske fordeling af kløvergræs- og husdyrgødningsressourcen. Som det ses af figur 7.2 er husdyrene overvejende koncentreret i bestemte kommuner i Sønderjylland, Vestjylland og Himmerland. Disse områder vil derfor være oplagte til placering af økologiske biogasværker, hvorimod det af logistiske årsager måske vil være mere vanskeligt at drive disse i de områder af landet, hvor der er længere mellem de økologiske dyreenheder.

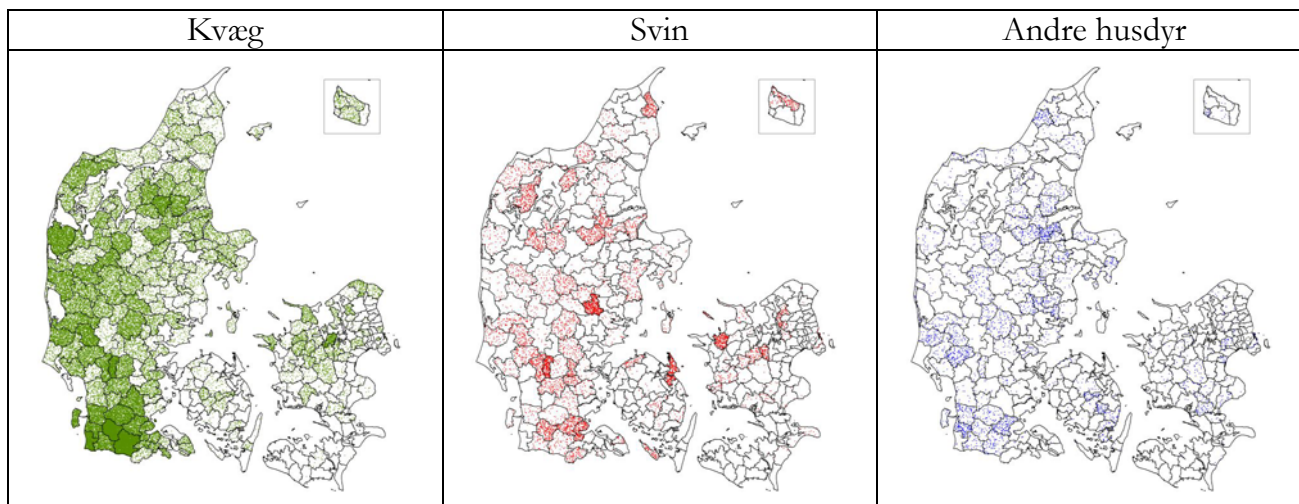
Tilsvarende viser figur 7.1, at en stor del af de potentielle kløverbrug (dvs. de økologiske brug som ikke er rene malkekvægsbedrifter) er placeret i de samme egne af landet som husdyrene, og at der derfor her er gode muligheder for at kombinere brug af økologisk husdyrgødning og kløvergræs på biogasværker.

Derimod vil det, ligesom ved udnyttelsen af husdyrgødningsressourcen, være vanskeligere at udnytte den potentielle kløvergræsproduktion til biogas i den øvrige del af landet, fordi arealerne er for få og for spredte til at kunne forsyne et biogasanlæg. Antages det fx, at de områder af landet, hvor det vil være vanskeligt at udnytte de økologiske ressourcer for biogasproduktion, svarer til arealerne i Aarhus, Frederiksborg, Roskilde, Vestsjællands og Storstrøms Amter vil dette betyde, at der

maksimalt kan udnyttes ca. 80% af de opgjorte energiressourcer i tabel 7.4, svarende til ca. 1,5 PJ på landsplan. Den producerede elektricitet kan i princippet distribueres gennem etablerede ledningsnet til forbrugere i andre dele af landet. Det er imidlertid tvivlsomt, om hele den producerede varmeenergi kan udnyttes inden for en realistisk afstand, idet de egne, der har det største energipotential fra husdyr og kløvergræs, samtidig har en relativt lav befolkningstæthed.

Tabel 7.4 Overslag over den samlede potentielle fortrængning af fossil energi ved bioforgasning af økologisk kløvergræs på kløverbedrifter (jf. kapitel 6) og ved bioforgasning af økologisk husdyrgødning (tabel 7.3). Energiproduktionen i form af el og varme fra biogasproduktion baseret på økologisk husdyrgødning er her omregnet til PJ, idet 1 PJ = 10^{15} J. Desuden er fratrukket et skønnet energiforbrug til opførelse af bygninger og anlæg på biogasværkerne, håndtering af gødningen mv. Dette fradrag er anslået til 20% af den totale energiproduktion

	Potentielle kløverbedrifter (1000 ha)	Netto energi fra kløvergræs (PJ)	Netto energi fra husdyrgødning (PJ)	Fossil energi fortrængt i alt, (PJ)
Hovedstadsområdet	5,94	0,04	0,09	0,13
Frederiksborg Amt	3,05	0,02	0,01	0,03
Roskilde Amt	2,11	0,02	0,01	0,03
Vestsjællands Amt	5,84	0,04	0,04	0,08
Storstrøms Amt	3,99	0,03	0,01	0,03
Bornholm	1,19	0,01	0,01	0,02
Fyns Amt	3,94	0,03	0,02	0,05
Sønderjyllands Amt	13,91	0,10	0,27	0,37
Ribe Amt	8,83	0,06	0,11	0,17
Vejle Amt	7,38	0,05	0,07	0,12
Ringkøbing Amt	10,32	0,07	0,17	0,25
Århus Amt	14,58	0,10	0,06	0,17
Viborg Amt	11,73	0,08	0,11	0,20
Nordjyllands Amt	9,98	0,07	0,11	0,18
I alt	102,78	0,73	1,10	1,83

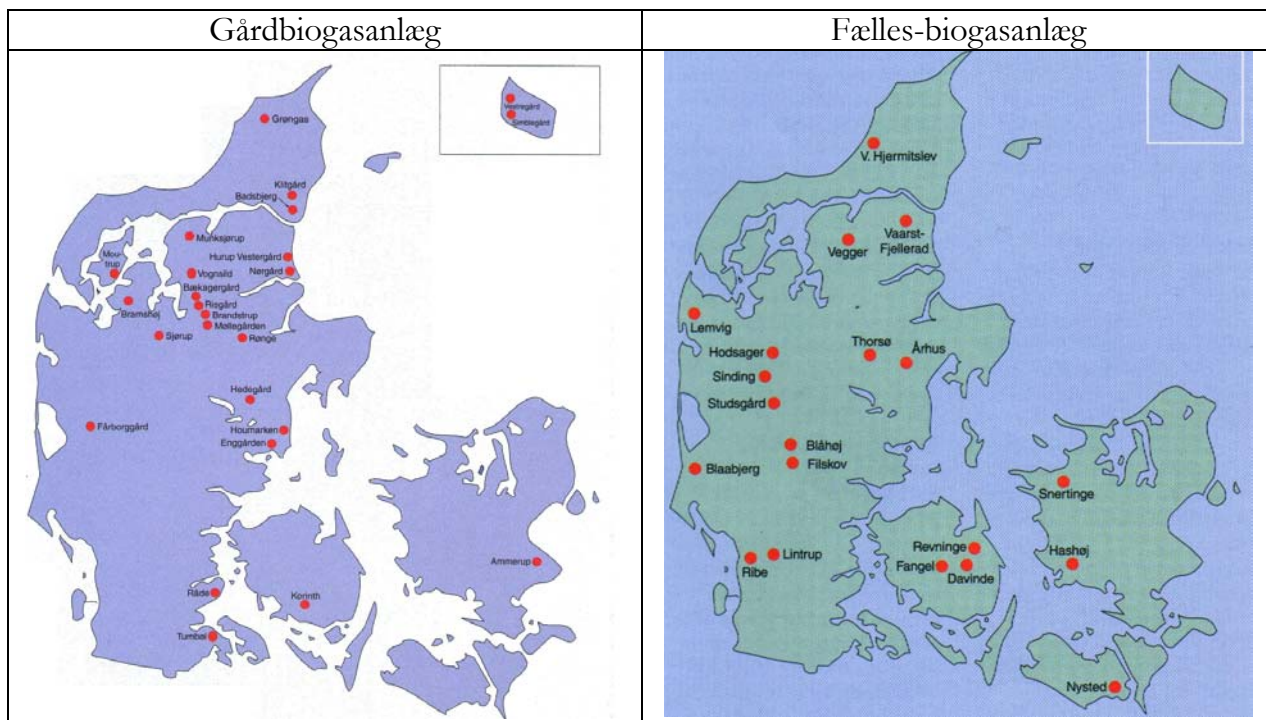


Figur 7.2 Den geografiske fordelingen af økologiske dyreenheder (DE) kvæg, svin og andre husdyr i de danske kommuner (Danmarks JordbrugsForskning, 2004). 1 prik svarer til 2 DE i 2002

Der findes allerede en del fungerende gårdbiogas- og fællesbiogasanlæg i Danmark (figur 7.3). Disse biogasanlæg er placeret på gårde eller i områder, hvor der er adgang til rigelige mængder af husdyrgødning og andet organisk affald. De eksisterende biogasanlæg baseres langt overvejende på husdyrgødning fra konventionelle landbrug. Indførelse af bioforgasning som energiproduktionsform i økologisk landbrug vil være mest aktuel i områder, hvor der både er en stor økologisk husdyrproduktion, som kan levere overskud af husdyrgødning, og en økologisk planteavlproduktion, som kan levere kløvergræs til bioforgasning mod at få næringsstoffer retur i form af afgasset gødning. Hermed kan biogasproduktionen være med til at optimere udnyttelsen af næringsstoffer i økologisk jordbrug, og der kan etableres en vedvarende energikilde,

som kan forbedre energiregnskabet i den økologiske landbrugsproduktion.

Produktionen af biogas kan evt. ydermere bidrage til at løse et problem med affald fra dagrenovation, industri mv., og tilførslen af flere og nye næringsstoffer herfra kan bidrage positivt til næringsstofforsyningen, idet by/land-kredsløbet hermed bliver lukket. Dvs. løsningen kan skabe bedre overensstemmelse med de økologiske principper om recirkulering, kredsløb og nærhed. Det vil dog kræve fornyet diskussion af regler og principper for recirkulering af affald fra byerne, hvor ikke alt er af økologisk oprindelse. Slam er således p.t. forbudt at recirkulere, ligesom der er behov for en fornyet diskussion af mulighederne og reglerne for anvendelse af husholdningsaffald.



Figur 7.3 Den geografiske placering af eksisterende gårdbiogasanlæg og fælles biogasanlæg i Danmark (Oversigter fra tidsskriftet Dansk Bioenergi)

Casestudie: Et økologisk biogasanlæg

En kreds af økologiske landmænd omkring Give har fået projekteret et biogas- og foderbehandlingsanlæg. Projektet giver et godt indblik i de forudsætninger, der er for økologisk biogasproduktion og beskrives her på baggrund af Jensens (2003) præsentation på Økologi-kongressen i 2002 samt en baggrundsrapport udfærdiget af NIRAS (2002). Blandt de 16 undersøgte landbrug, der kan levere husdyrgødning (gylle/dybstrøelse) er der 14 økologiske kvægbrug og 2 konventionelle svinebrug. De økologiske landmænds grovfodersekskab håndterer allerede i dag gyllen fra de 2 svinebrug og spreder den på de økologiske

marker. Gårdene ligger inden for en radius af ca. 15 km. To kvægbrug har kun dybstrøelse, de øvrige kvægbrug har en blanding af gylle og dybstrøelse. Malkekvæget er ude i ca. 5 mdr. om året, og opdræt er ude i ca. 6 mdr. om året. Beregningen af mængde gylle og dybstrøelse til rådighed om sommeren er vurderet relativt lavt. Fra malkekvæg, der er inde om natten, er det beregnet, at 50% af den daglige mængde opsamles. Fra opdræt og malkekvæg, der er ude om natten, er der intet bidrag. Den årlige mængde husdyrgødning er opgjort i tabel 7.5.

Tabel 7.5 Årlig mængde husdyrgødning til rådighed for det økologiske biogasfællesanlæg i Give. Dertil kommer en budgetteret tilførsel på 2.000 ton energiafgrøder og 200 ton halm per år. (Jensen, 2002)

	Mængde ton/år
Kvæggylle	19.500
Dybstrøelse	5.300
Svinegylle	2.200
I alt	27.000
Gennemsnit af tørstof i gylle/dybstrøelse, %	13,8
Maks. gødningsmængde for en vintermåned	3.300
Min. gødningsmængde for en sommermåned	1.000

Det er i projektet indregnet, at biogasanlægget tilføres 2.000 t energiafgrøder og 200 ton halm per. år. Energiafgrøderne bliver produceret på de tilsluttede gårde og består primært af græs fra marker udlagt til foderproduktion og energiafgrøder. Endvidere vil der være mulighed for at modtage sidste slæt fra græsmarker og afgrøderester, som ikke er foderegnet. Disse mængder vil variere fra år til år og er derfor ikke indregnet i biomassepotentialet.

Det overvejes p.t. at indføre kildesortering af husholdningsaffaldet i Give kommune og anvende den organiske fraktion i biogasanlægget. Kommunens afgørelse vil sandsynligvis blive påvirket af hvilke krav, der fra Miljøstyrelsens side fastsættes fremover med hensyn til todelt indsamling af dagrenovation. Desuden kan der i området være andet organisk affald, som måske vil kunne anvendes i et økologisk biogasanlæg - fx grøn- og brunsaft fra foderfremstilling. Dette er ikke inkluderet i projektet.

Ved tørring af hø, græs og opvarmning af korn opnås en højere foderværdi. Den tørring, der foregår i dag på eksterne tørreanlæg, foregår primært med kul og olie, hvilket belaster energiregnskabet for de økologiske landbrug. I projektet er det derfor undersøgt på et overordnet niveau, hvordan varmen fra motorgeneratoranlægget kan anvendes til tør-

ring/opvarmning af foder i et tromletørreanlæg. Det har imidlertid været uden for dette projekt at dimensionere et komplet forderbehandlingsanlæg med tromletørre-, beluftningsanlæg osv. Endvidere kræver det en række undersøgelser af, hvor fx kornopbevaring osv. billigst og mest praktisk kan placeres inden investering kan estimeres.

Den samlede anlægsinvestering er estimeret af Dansk Biogas A/S til ca. 21 mio. kr., idet denne pris indeholder et foderbehandlingsanlæg og skønnede priser på læsseudstyr mv. Det er i driftsudgifterne forudsat at ca. 30% (6 mio. kr.) finansieres af landmænd og evt. investorer. Potentielle investorer er Økoinvest A/S (pensionskassemidler), den udførende totalentreprenør, div. leverandører af organisk affald m.fl. Der vil evt. kunne opnås 25% anlægsstøtte af omkostningerne til investeringen i foderbehandling fra Landdistriktsstøtteleven (Bek. 937 25/10/2001), som administreres af Direktoratet For FødevarerErhverv. I finansieringen af projektet er denne evt. støtte ikke indregnet. Den samlede driftsøkonomi for anlæggets første år, og ved etablering af et nyt biogas-, tørre- og motorgeneratoranlæg fremgår af tabel 7.6. Der er regnet med en inflation på 2,5%. Drifts- og vedligeholdelsesudgifterne er fastsat ud fra gennemsnitsudgifter for tilsvarende danske anlæg.

Tabel 7.6 Overslagspriser for driftsudgifter og budget for år 2003, angivet i 1.000 kr. Der er regnet med en inflation på 2,5% pro anno (Jensen, 2002)

	Beregningsgrundlag	I alt
Indtægter:		
El	0,60 kr./kWh	3.016
Produktion af græspiller – eget forbrug i grovfoderselskabet	500 t/år	650
Græspiller – ekstern tørring	700 t/år (1,30 kr./kg)	910
Værditilvækst ved korntørring	17,50 kr./t korn	350
Modtagegebyr (netto)		-206
Indtægter i alt		4.720
Udgifter:		
Drift af biogasanlæg	3 kr./t	127
Drift motorgeneratoranlæg	0,07 kr./kWh	352
Mandskab	2 stk. á 300000	600
Transport	15 kr./t	428
Forsikring		120
Administration		100
Procesvarme	Egenproduktion, motor	0
Drift tørring	3% af investering	96
El totalt	0,47 kr/kWh	174
Øvrige udgifter		50
Udgifter i alt		2.046
Primært resultat		2.674
Finansiering:		
Rente	5% af investering	751
Afdrag	Serieprincip	1.001
Henlæggelser	2% af investeringer	300
Restgæld		15.014
Finansiering i alt		2.052
Resultat i alt		622

Samfunds- og driftsøkonomien i biogas fællesanlæg

De seneste samfundsøkonomiske analyser (Nielsen et al., 2002) viser, at det i dag er muligt at bygge og drive samfundsøkonomisk rentable biogASFællesanlæg. En klar forudsætning herfor er, at der suppleres med organisk industriaffald eller evt. med kløvergræs, sådan som det er skitseret i nærværende rapport. Derved øges gasproduktionen i forhold til anlæg, der alene omsætter husdyrgødning. Anlæg, der alene anvender husdyrgødning, er

samfundsøkonomisk urentable selv ved inddragelse af positive eksternaliteter, såsom reduktion af drivhusgasudslip. For økologisk jordbrug gælder endvidere, at der vil være en speciel høj værdi af den afgassede gylle – dels på grund af næringsstofindholdet, og dels på grund af den højere tilgængelighed af specielt kvælstof i den afgassede gylle. Reduktionen af drivhusgasemissioner omfatter foruden CO₂-reduktionen ved selve energiproduktionen

også reduktion af metan og lattergas i forhold til konventionel gødningshåndtering. Resultaterne viser, at biogas fællesanlæg er en fordelagtig teknologi, idet reduktionsomkostninger målt pr. ton CO₂-ækvivalenter i flere tilfælde er negative og derved udtrykker en samfundsøkonomisk gevinst.

De selskabsøkonomiske analyser viser, tilsvarende de samfundsøkonomiske analyser, at det er muligt at etablere privatøkonomisk rentable biogafællesanlæg. Men, at det også her er nødvendigt med en vis minimumstilførsel af organisk industriaffald eller evt. kløvergræs. Selskabsøkonomisk vil det være en forudsætning, at der fortsat kan opnås et statstilskud, direkte eller indirekte, i en størrelsesorden, der svarer til fritagelse for afgift på varme fra biomasse og eltilskud på 27 øre per kWh. Den seneste politiske biogasaftale opfylder disse betingelser, og opretholder, bl.a. begrundet i den meget lave skyggepris på CO₂-besparelsen, dette eltilskud. Dette betyder, at der kan være gode økonomiske perspektiver også i økologisk biogasproduktion på fællesanlæg.

Rapsolie – koldpresset økologisk

Tabel 7.7 viser netto energiudbyttet i form af koldpresset rapsolie, hvis alle potentielle rapsbedrifter (dvs. de økologiske planteavls- og øvrige bedrifter i tabel 7.1) konverterede til

øvrige bedrifter i tabel 7.1) konverterede til en rapsproduktion svarende til den i kapitel 6 definerede og gennemregnede rapsbedrift (tabel 6.7). Det må i den forbindelse bemærkes, at der er i disse beregninger er set bort fra, at nogle af de udtagne økologiske arealer, som herved tænkes omlagt til rapsproduktion, i dag bruges til foderproduktion. Det kan desuden bemærkes, at rapsproduktion med henblik på olieproduktion selvfølgelig også kan finde sted på rene mælkebedrifter, som tilmed kunne have interesse i selv at benytte rapskagen. Dette scenario er ikke gennemregnet her, men er inkluderet i sammenfatningen i kapitel 8. Nærværende scenario opgør den energi, der kan opnås i form af koldpresset olie, som kan anvendes i traktormotorer eller evt. i minikraftvarmeanlæg. Det kan tænkes, at energibalancen ville være bedre, hvis rapsfrøene direkte blev afbrændt i biobrændselsfyr, og derved evt. kunne fortrænge fossil fyringsolie, som så i stedet kunne anvendes til motordrift; men dette alternativ er heller ikke gennemregnet her.

Til sammenligning med det ovenfor beskrevne scenario vises desuden den energiproduktion, der kunne opnås ved udnyttelsen af al olien fra den relativt begrænsede rapsproduktion, der allerede finder sted i økologisk jordbrug (tabel 7.7).

Tabel 7.7 Overslag over den samlede potentielle energiproduktion – og dermed fortrængning af fossilt energiforbrug - ved produktion af koldpresset olie på de potentielle rapsbedrifter¹ (jf. kapitel 6) og ved produktion af olie af den eksisterende økologiske rapsproduktion i 2002. 1 PJ= 10¹⁵ J

	Potentielle rapsbedrifter ¹ (1000 ha)	Netto energi fra rapsbedrifterne (GJ)	Eksisterende rapsareal (ha)	Energi i olie fra eksist. raps (GJ)	Rapsenergi i alt (PJ)
Hovedstadsområdet	5,94	11.419	0	0	0,01
Frederiksborg Amt	3,05	5.862	12	215	0,01
Roskilde Amt	2,11	4.065	26	451	0,00
Vestsjællands Amt	5,84	11.227	78	1.362	0,01
Storstrøms Amt	3,99	7.677	9	154	0,01
Bornholm	1,19	2.287	0	0	0,00
Fyns Amt	3,94	7.569	11	200	0,01
Sønderjyllands Amt	13,91	26.754	78	1.358	0,03
Ribe Amt	8,83	16.975	44	769	0,02
Vejle Amt	7,38	14.200	62	1.087	0,02
Ringkøbing Amt	10,32	19.848	28	496	0,02
Århus Amt	14,58	28.033	128	2.238	0,03
Viborg Amt	11,73	22.548	198	3.458	0,03
Nordjyllands Amt	9,98	19.196	315	5.506	0,02
I alt	102,78	197.660	988	17.295	0,21

¹⁾ Her defineret som de økologiske planteavls- og øvrige bedrifter i tabel 7.1 (jf. kapitel 6). Rapsproduktion med henblik på olieproduktion kan selvfølgelig også finde sted på rene mælkebedrifter, som tilmed kunne have interesse i selv at benytte rapskagen. Dette scenario er ikke gennemregnet

De økonomiske omkostninger ved produktion af et ton koldpresset rapsolie fremgår af tabel 7.8. Kalkulen er baseret på et antaget udbytte på 2 ton raps/ha (renset og nedtørret til 91 pct. tørstof), dyrkningsomkostninger på 5.135 kr./ha og presseomkostninger på ca. 275 kr./ton frø. Desuden er der regnet med et olieudbytte på 250 kg/ton raps og dermed en resterende rapskage på 750 kg/ton, som afsættes til 2 kr./kg. Beregningerne er baseret på et forholdsvis lille presseanlæg (5.000-10.000 l/år) med en behersket kapacitetsudnyttelse, hvilket alt andet lige øger omkostningerne per liter olie produceret. Der er for presseanlæg af denne type (koldpresning) tale om stærkt faldende omkostninger ved stigende kapacitetsudnyttelse og størrelse på pressen. Et andet fordyrende element er olieudbyttet på kun

25%, som erfaringsmæssigt er hvad der kan opnås med små presser og en gennemsnitlig råvare. Et højere olieudbytte vil samtidig sænke fedtindholdet i kagen og derved forhøje kagens foderværdi. Dette vil være muligt ved et tørstofindhold i råvaren på min. 92 % (se kapitel 5) eller ved brug af større presser med høj driftstid (varm pressekanal) og en velrenset råvare (ensartede store frø).

Til sammenligning med priserne i tabel 7.8 kan det oplyses, at én liter landbrugsdiesel i foråret 2004 kostede 2,54 kr. + moms og afgift, eller 6,97 kr. inkl. moms og afgift. Da landbrug er fritaget for dieselaftgift, er produktionsprisen på koldpresset rapsolie således ikke umiddelbart konkurrencedygtig med prisen på fossilt brændstof. Andre erhverv såsom

entreprenører og vognmænd betaler afgift, og her vil prisen være mere konkurrencedygtig. Ved afgiftsfritagelse af koldpresset økologisk rapsolie, vil denne for private forbrugere være et prismæssigt konkurrencedygtigt alternativ til afgiftsbelagt dieselolie. Endelig skal det nævnes, at direkte anvendelse af rapsolie i dieselmotorer kræver en mindre ombygning af motoren. Omkostningerne vil dog kun svare til omkring 2% fordyrelse pr. traktortime ved 1000 timer pr. år og en afskrivning over 5 år.

Den nuværende økologiske rapsproduktion er tilsyneladende koncentreret i Nordjyllands og Viborg Amter (figur 7.4), men der skulle ikke være betydelige problemer ved at transportere, hverken den producerede raps eller den presede olie/rapskage, til landbrugsbedrifter eller andre forbrugere af økologisk motorolie i andre landsdele. I modsætning til den eksisterende rapsproduktion er de udtagne arealer med brak eller non-food afgrøder, hvor en øget økologisk rapsproduktion jf. diskussionen i kapitel 6 kunne tænkes at finde sted, fordelt over hele landet, hvilket giver mulighed for en lokal og vedvarende olieforsyning.

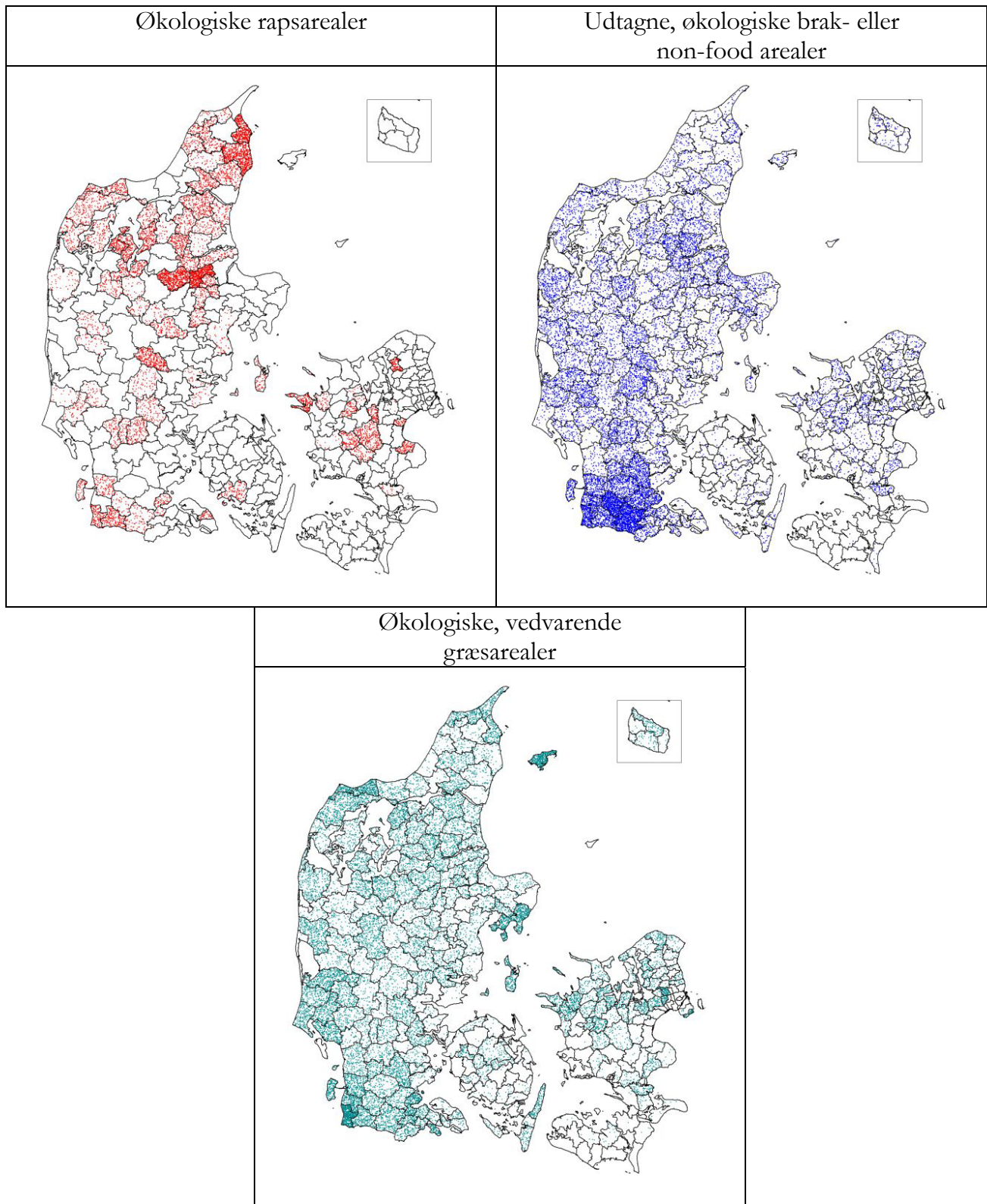
Tabel 7.8 Økonomikalkule for produktion af koldpresset olie fra 1 ton økologisk raps

Råvare	1 ton raps à 2.568 kr.	2.568 kr.
÷ værdi af rapskage	750 kg à 2 kr.	÷ 1.500 kr.
presseomkostninger		275 kr.
I alt omkostninger per ton raps		1.343 kr.
I alt omkostninger per kg rapsolie		5,37 kr.
I alt omkostninger per liter rapsolie		4,88 kr.

Elletræer til bioenergi

Der er regnet på den potentielle energiproduktion ved udnyttelse af hele det udtagne økologiske brak- eller non-food areal til produktion af bioenergi fra elletræer. Igen må det bemærkes, at der er set bort fra, at nogle af de udtagne økologiske arealer, som herved tænkes omlagt til elletræproduktion, i dag bruges til foderproduktion (grovfoderbrak). Derud-

over er det, på grund af restriktioner på driften, formodentlig ikke muligt at dyrke elletræer på alle de udtagne arealer.– jf. fx Naturfredningslovens §3. Til sammenligning er desuden beregnet den potentielle energiproduktion fra elletræer på halvdelen af de økologiske, vedvarende græsarealer (tabel 7.9).



Figur 7.4 Den geografiske fordeling af det økologiske rapsareal (til venstre øverst), det udtagne areal (til højre øverst) og arealer vedvarende græs (til højre). 1 prik svarer til 0,1 ha raps (i midten nederst), mens 1 prik på de øvrige to kort svarer til 1 ha i år 2002

Tabel 7.9 Overslag over den samlede potentielle energiproduktion – og dermed fortrængning af fossilt energiforbrug - ved produktion af elletræer til bioenergi på det økologiske areal, der i 2002 var udtaget til brak eller non-food produktion. Til sammenligning er vist den potentielle energiproduktion ved dyrkning af elletræer på halvdele af det vedvarende græsareal på de økologiske bedrifter i 2002. 1 PJ= 10¹⁵ J

	Udtaget økologisk areal (1.000 ha)	Elletræ på det udtagne areal (PJ)	Økologisk vedv. græsareal (1.000 ha)	Elletræ på 50% af vedv. græs (PJ)
Hovedstadsområdet	0,10	0,02	0,33	0,03
Frederiksborg Amt	0,27	0,05	0,46	0,04
Roskilde Amt	0,22	0,04	0,24	0,02
Vestsjællands Amt	0,57	0,10	1,18	0,10
Storstrøms Amt	0,25	0,04	0,30	0,03
Bornholm	0,11	0,02	0,19	0,02
Fyns Amt	0,28	0,05	0,65	0,06
Sønderjyllands Amt	5,40	0,95	3,70	0,32
Ribe Amt	1,47	0,26	1,91	0,17
Vejle Amt	1,16	0,20	1,05	0,09
Ringkøbing Amt	2,36	0,41	2,45	0,21
Århus Amt	1,60	0,28	2,11	0,18
Viborg Amt	1,38	0,24	2,60	0,23
Nordjyllands Amt	2,05	0,36	3,51	0,31
I alt	17,23	3,02	20,67	1,81

Beregningerne baserer sig på den forventede gennemsnitsproduktion fra elletræsarealer, som dyrkes med henblik på bioenergiproduktion i en periode på 21 år (kapitel 5 og Jørgensen et al., 2004). Det gennemsnitlige energiudbytte er hermed udregnet til 175 GJ/ha, idet der er antaget et energiindhold på 16,2 GJ/ton tørstof (nedre brændværdi ved ca. Denne beregning af energiindhold (tabel 7.9) er en bruttoberegning, idet energiforbruget ved produktion og håndtering af biomassen ikke er medregnet. Dette opgives oftest til mellem 5 og 10% af det høstede energiudbytte i træagtige afgrøder (se tabel 5.2), hvoraf energi til handelsgødning-N udgør en betydelig del. Da elletræer er kvælstoffikserende, kan derfor antages, at maksimum 5% af energiindholdet i det høstede elletræ er forbrugt ved produktionen.

50% vandindhold). I tabel 7.10 fremgår de nærmere forudsætninger bag dyrkningssystemet, ligesom der er opstillet en økonomisk kalkule over omkostninger og indtjening. Det skal bemærkes, at erfaringerne med dyrkning af elletræer i kort rotation stammer fra udlandet, og at systemet kræver udvikling under danske forhold.

Ved at omsætte elletræet decentralt i en Stirlingmotor (se kapitel 5) med en elvirkningsgrad på 20% vil der kunne produceres ca. 167 mio. kWh ud fra de godt 3 PJ beregnet i tabel 7.9, og samtidig produceres en større varmemængde, som kan udnyttes på gården, til lokal fjernvarme eller til tørring af foder og lignende.

I tabel 7.10 vises en simpel dækningsbidragskalkule baseret på ovenstående antagelser for elletræsproduktion til bioenergiformål. Som

det ses, er dækningsbidraget lavere end hektarstøtten, hvilket kun gør elletræsproduktion økonomisk interessant, hvis den kan foretages ved lavere maskin- og arbejdsomkostninger end angivet. Fra og med i år kan der imidlertid opnås et særligt EU energiafgrødetilskud på 45 €/ha ud over arealstøtten, hvis dyrkningen foregår på ikke-udtagne arealer (Direktoratet For FødevarerErhverv, 2004). Det kan bidrage til at gøre en fuldt udviklet elletræsproduktion til bioenergi til en økonomisk interessantproduktion.

Vedvarende energi fra husstandsmøller ved økologiske ejendomme

Til sammenligning med de tre ovenstående scenarier for økologisk bioenergiproduktion

er den potentielle vedvarende energiproduktion fra husstandsvindmøller ved ca. 25% af de økologiske ejendomme beregnet.

Antages det således, at der opstilles husstandsvindmøller med en årlig produktion på 35.000 kWh per vindmølle på i alt 840 økologiske ejendomme (svarende til ca. 25% af det samlede antal i 2002, jf. tabel 1.2), vil der dermed kunne fortrænges fossil energi til elproduktion svarende til 0,3 PJ. I tabel 8.1 er denne fortrængning af fossil energi sammenlignet med det fossile energiforbrug til det nuværende elforbrug i økologisk jordbrug (0,6 PJ), elandelen af energiproduktionen i scenarierne for biogasproduktion fra husdyrgødning og kløvergræs samt energiproduktion ved rapsolieproduktion.

Tabel 7.10 Energiudbytte, omkostninger og indtjening ved dyrkning af elletræer til energiproduktion over en periode på 21 år på udtagne arealer, som kan opnå EU-braklægningsstøtte. Der er regnet med en kalkulationsrente på 6% pro anno

Energiindhold, GJ per ton TS	Mængde	Enhed	Pris	Indtjening
			Kr./ha/enhed	Kr./ha/år
Udbytte:				
Biomasse - år 5	35,0	t TS	5.18,4	1.152
Biomasse - år 9, 13, 17, 21	48,0	t TS	5.18,4	3.650
Hektar-støtte	1	ha	2.424	2.424
Sum – udbytte				7.227
Stykomkostninger:				
Stiklinger - år 1	10.000	stk.	2,75	2.206
Dækningsbidrag 1				5.021
Maskin- og arbejdsomkostninger:				
Dyb pløjning - år 0	1	beh.	800	68
Harvning - år 1	2	beh.	85	14
Tromling - år 1	1	beh.	125	10
Plantning - år 1	1	beh.	1.000	80
Radrensning - år 1	1	beh.	270	22
Slåning - år 2,3,6,10,14,18	1	beh.	400	129
Askespredning - år 6	1,8	ton	40	4
Askespredning - år 10, 14, 18, 21	2,4	ton	40	19
Rydning - år 21	1	beh.	4.000	100
Høst og håndtering:				
Høst - år 5	35,0	ton	89	198
Høst - år 9,13,17,21	48,0	ton	89	627
Marktransport - år 5	35,0	ton	78	173
Marktransport - år 9,13,17,21	48,0	ton	78	549
Læsning - år 5	35,0	ton	20	44
Læsning - år 9,13,17,21	48,0	ton	20	141
Transport - år 5	35,0	ton	93	207
Transport - år 9,13,17,21	48,0	ton	93	655
Sum af maskin- og arbejdsomkostninger				3.039
Sum af omkostninger				5.245
Dækningsbidrag				1.982
Tørstofproduktion (gns. 21 år)			10,8	t TS/ha/år
Energiproduktion (gns. 21 år)			175,1	GJ/ha/år
Produktionsomkostninger, kr. pr. GJ			30,0	Kr./GJ

7.4 Muligheder for energibesparelser

Til sammenligning med ovenstående scenarier for energiproduktion er ligeledes opstillet en række scenarier, A-G, for den skønnede effekt af forskellige energibesparende tiltag i økologisk jordbrug 2002 (tabel 7.11).

I kapitel 2 vurderedes, at der ved minimering af landbrugets motorenergiforbrug kunne findes en besparelse på måske 20%. En sådan besparelse (Scenario A) ville for økologisk jordbrugs vedkommende svare til 0,13 PJ eller 5% af det eksisterende, økologiske energiforbrug (tabel 7.2). Tilsvarende ville en 25% besparelse af det indirekte energiforbrug til hhv. bygninger og maskiner (Scenario B og C) svare til en nedgang i det totale energiforbrug i økologisk jordbrug på henholdsvis ca. 1% og ca. 2%. Kunne energiforbruget i de økologiske malkestalde sænkes 25%, ville det svare til en besparelse på godt 4% af det samlede økologiske energiforbrug (Scenario D), mens en betydelig øget brug af afgræsning frem for import af foder skønnes at kunne resultere i godt 7% reduktion af det samlede energiforbrug i den primære økologiske jordbrugssektor (Scenario E).

Alt i alt er mulighederne for energibesparelser således begrænsede i forhold til det potentiale, der ville være ved en målrettet udvidelse af bioenergiproduktionen i økologisk jordbrug (jf. afsnit 7.3). Selv store ændringer i de enkeltfaktorer, som umiddelbart ser ud til at være store "energislugere" i økologisk jordbrug, vil ikke kunne rykke markant på denne konklusion. Således viser scenario F, at en mar-

kant øget mekanisk ukrudtbekæmpelse vil kunne betyde, at det samlede energiforbrug i økologisk jordbrug forøges med 5%, og scenario G viser, at et markant øget energiforbrug gennem et større forbrug af kunsttørrede græspiller vil kunne betyde en forøgelse af det samlede energiforbrug på godt 7% set i forhold til energiforbruget i hele det økologiske jordbrug.

Disse resultater bør dog ikke føre til den konklusion, at det ikke er værd at gå efter muligheder for energibesparelser, og at fx minimeret mekanisk ukrudtsbekæmpelse og mindre forbrug af kunsttørrede græspiller ikke kan give væsentlige bidrag til en forbedret energibalance. På den anden side skal potentialet ved disse mulige energibesparelser vurderes i hvert enkelt tilfælde, således at der opnås den mest bæredygtige balance – fx mellem ukrudtsbekæmpelse og udbytter. Ligeledes kan fx kunsttørring af græs være en god ide, hvis den sker gennem udnyttelse af "spildvarme" fra fx biogasproduktion (se afsnit 7.3). I nedenstående beregninger for brug af græspiller (scenario G) er anvendt en energiforbrugsnorm på 14 MJ/FE græspiller. Litteraturen angiver normer på mellem 5 og 27 MJ/FE. Forudsætningerne betyder således meget for konklusionen af scenarioberegningerne – og ved anvendelse af spildvarme til græspilleproduktion kunne der argumenteres for en energinorm på under de 5 MJ/FE græspiller – og med den konklusion til følge at græspiller i så fald var energimæssigt mere fordelagtige at anvende end importeret kraftfoder, den i nærværende beregninger er sat til en energiomkostning på 5,7 MJ/FE.

Tabel 7.11 Skønnet effekt af forskellige scenarier for energibesparelse i dansk økologisk jordbrug 2002. Negative effekter svarer til et mindsket energiforbrug i scenarierne A-E, og vice versa for scenarierne F og G. 1 PJ= 10¹⁵ J

Scenario for energibesparelse	Skønnet effekt på det totale energiforbrug (PJ)
A) 20% besparelse på olieforbrug*	-0,13
B) 25% besparelse på bygninger	-0,03
C) 25% besparelse på maskinforbrug	-0,06
D) 25% besparelse på stalddrift – malkekøer	-0,11
E) 25% foderimport erstattes af afgræsningskløvergræs	-0,19
F) 50% af areal med intensiv. mekanisk ukrudtsbekæmpelse***	+0,13
G) 50% af foderimporten erstattes af græspiller	+0,68

*) Incl. fyringsolie, smøreliefer mv. **) Incl. energiforbrug til brændstof, smøreliefer og indirekte energiforbrug til maskiner ved 3 ekstra stubharvninger og 3 ekstra ukrudtsstriglinger på 50% af det økologiske areal 2002

7.5 Valg af indikatorer til opgørelse af energiforbrug og deklareret energi

Som nævnt i kapitel 1 blev det i Aktionsplan II anbefalet at undersøge, hvorledes biogas og energiafgrøder kan bidrage til at reducere økologisk jordbrugs afhængighed af fossil energi samt energiforbruget per produceret enhed. I de danske og nordiske principper for økologisk jordbrug er det et mål at minimere forbruget af fossile brændstoffer, mens dette ikke er nævnt eksplicit i de internationale principper (se afsnit 1.1). Det er heller ikke helt klart, om princippet er medtaget af hensyn til emission af drivhusgasser eller fordi fossile brændstoffer bliver anset for en begrænset ressource. Det kan naturligvis være en kombination af begge hensyn samt et ønske om at mindske forurening generelt. I landbruget er der andre væsentlige kilder til drivhusgasser end CO₂-emission fra afbrænding af fossile brændsler, nemlig metanudslip fra drøvtyggere og gødningslagre og lattergasemission fra kvælstofomsætning i bl.a. jord og

gødningslagre. Derfor bør strategier for reduktion af fossilt energiforbrug ses i sammenhæng med en analyse af ændringer i den samlede udledning af drivhusgasser fra den økologiske produktion med tilhørende energiproduktion, som gennemført i afsnit 6.3 og 6.4.

Såfremt aktørerne inden for udvikling af økologisk jordbrugs principper og regler vælger aktivt at forfølge ideen om reduceret energiforbrug og/eller ideen om økologisk jordbrug som netto energileverandør vil der formentlig være behov for at kunne opgøre energiforbrug/-produktion på bedrifter eller for produkter. Men spørgsmålet er, hvorvidt man skal deklare energi per ha eller per produceret enhed (opgjort i kg eller kr.). I det følgende argumenteres for, at de relevante indikatorer for energiforbrug er J per produceret enhed, udledning af drivhusgasser per produceret enhed samt arealforbrug. Dette uddybes på baggrund af en gennemgang af indikatorer anvendt i danske og internationale grønne regnskaber m.m. for landbrug.

Tabel 7.12 viser forskellige opgørelsesprincipper på forskellige detaljeringniveauer alt efter, om informationen skal bruges udelukkende internt på bedriften eller som information til

offentligheden. I det følgende diskuteres relevante opgørelsesmetoder ud fra forskellig perspektiver.

Tabel 7.12 Principielle metoder til opgørelse af energiforbrug og -produktion i økologisk jordbrug til forskellige formål

Detaljeringsniveau	Intern brug	Ekstern/offentlig brug	Rationale
Sektorniveau (Gennemsnitstal for energiforbrug per ha eller kg)	Forbedring af regler, rådgivning	Forbrugerinformation, politisk regulering	Ressourceeffektivitet, givet produkt og efterspørgsel
Bedriftsspecifikt energiregnskab, MJ per ha forbrugt, MJ produceret per ha, netto energiproduktion (MJ output -MJ input) per ha)	Sammenligning mellem bedrifter og over tid til selvregulering og forbedret praksis	Information om bedrifter i "madkasse"- abonnementsordninger Information om grøn energi	Ressourceeffektivitet, indregning af energiproduktion på bedriften Landbruget som energileverandør
Produktorienteret (fx MJ per kg mælk eller CO ₂ -eq. per kg korn) Energioverskud i produkter (MJME * i fødevarerprodukter)-(MJ input))	Sammenligning Selvregulering og forbedret praksis	Forbruger-info, madkaseordninger, politisk regulering Funktionel enhed?	Ressource effektivitet og forureningsperspektiv, sammenligning af fødevarer
Energiproduktion Energi effektivitet (MJ output -MJ input) per ha) Drivhusgasser (netto CO ₂ -eq. per MJ leveret el og varme)	Selvforsyningsgrad vs. miljøpåvirkning	Fødevarerforbrug vs. energiproduktion Information om grøn energi	Forurening, globalt perspektiv

*) NB! Metabolisk energi i produkterne sammenlignet med forbrugt energi ved fremstillingen

Fordele og ulemper ved forskellige opgørelsesmetoder

Der kan som nævnt tidligere være flere grunde til at fokusere på energiforbruget i forskellige landbrugssystemer: En ressourceøkonomisk synsvinkel og en forureningsmæssig

synsvinkel. Fra et ressourceøkonomisk perspektiv er det vigtigt at undersøge hvilke produktionsformer, som forbruger mest energi samt hvordan landbrugets rolle som energi-

producent kan indgå i samspil med produktionen af fødevarer. I et forureningsperspektiv er de vigtige spørgsmål, hvilke og hvor store emissioner jordbrugssystemers energiforbrug giver anledning til, hvor store de er i forhold til andre led i fødevarerproduktionskæden samt hvordan man kan mindske forureningen (især udledning af drivhusgasser).

I begge tilfælde må man overveje, hvorvidt det interessante spørgsmål er, hvor meget energi en landbrugsproduktion bruger enten per kg leveret produkt eller i forhold til energi-output. Dette afhænger naturligvis af, hvilket spørgsmål man ønsker besvaret, men også af hvilke substitutionsmuligheder man vil acceptere.

Det er i princippet lige meget, hvor den fossile energi afbrændes, hvis den i sidste ende bruges for at producere et kilo agurker, korn, mælk eller kød. Derfor bør opgørelsen af det samlede energiforbrug inkludere energien medgået til fremstilling af hjælpestoffer. Således er der i energiregnskaberne medtaget både det direkte og det indirekte energiforbrug. Summen af disse poster er en samlende målestok for produktionens afhængighed af ikke fornyelige energikilder.

I tabel 7.13 er vist eksempler på indikatorer for energiforbrug fra Europæiske grønne regnskaber, såkaldte Input-Output Accounting Systems (Verschuur et al., 2001).

Tabel 7.13 Oversigt over indikatorer for energiforbrug anvendt i forskellige europæiske systemer til opgørelser af input og output fra landbruget (Verschuur et al., 2001)

	Energi-forbrug	Energi-effektivitet	Drivhusgas-emission	Energibesparende driftsledelse	Netto energigibytte
Indikator	MJ ha-1	MJ kg-1 produkt	kg CO ₂ ækvivalenter kg-1 produkt	Eco-rating, +/- 100 skala, inkluderer emissioner	GJ ha-1
Beregning	Sum MJ input ha-1	(MJ input/kg produkt)	MJ input CO ₂ -ækvivalenter	MJ energi forbrugt, CO ₂ -emissioner	GJ output - GJ input
Databehov	Direkte energiforbrug, faktisk eller modelleret indirekte energiforbrug	Direkte og indirekte energiforbrug, MJ Energi ækvivalenter Faktisk output, kg	Direkte og indirekte energiforbrug, MJ Energi og CO ₂ -ækvivalenter Faktisk output, kg	Direkte energiforbrug	Direkte og indirekte energiforbrug, MJ Energi-indhold i produkterne
Eksempler, systemnavn	GA, AEI	EALF, AEL, EY, REPRO	EY	EMA	EAT
Evalueringsreference	Variation mellem bedrifter Integreret jordbrug	Variation mellem bedrifter	Variation mellem bedrifter	Variation mellem bedrifter (Best practice)	?

GA = Green Account (DK), AEI=AgroEcological Indicators (Fr), EALF=Ethical Account for a Livestock Farm (DK), AEL = Agricultural Environment Label (NL), EMA= Environmental Management for Agriculture (GB), REPRO (GE), EY = Energy Yardstick (NL), EAT=Energy Analysis Tool (GE).

Energiforbrug som ressourcebetragtning

Ud fra et ressourceøkonomisk perspektiv må man skelne mellem landbrugets rolle som fødevarerleverandør og som (potentiel) energileverandør. Enkelte forfattere har forsøgt at sammenligne energiforbruget med energiindholdet i produkterne, en såkaldt nettoenergi-balance. "Hvor meget energi i mad får vi ud af forskellige produktionsformer"? (Lerland og Lansink, 2002, se også EAT indikatoren i tabel 7.13). Fx fandt Schroll (1994), at forholdet mellem energi-output og -input i landbruget er faldet gennem perioden 1936-1990 og forbruget af fossil energi i landbruget nu overstiger det metaboliske energiindhold i produkterne. Netto energianalysen af fødevarerproduktion har imidlertid begrænset værdi af to årsager. For det første: Ved produktionen af fødevarer udnyttes solenergi og fossil energi, som vi ikke kan spise, til at producere metabolisk energi, som er menneskers og dyrs nødvendige energikilde. Selvom vi altså i visse tilfælde måtte bruge flere MJ fossil energi per MJ madenergi kunne vi altså ikke blot springe planteproduktionen over. Derimod kunne man i teorien springe husdyrholdet over og undgå tabet af metabolisk energi ved animalsk produktion (og i tilfælde af overskud af animalsk føde kunne den fossile energi evt. bruges bedre til andre formål end landbrug, men verdens samlede efterspørgsel efter animalske produkter ventes at stige meget indtil år 2020). For det andet: Fødevarer udfylder andre behov end energibehovet, både rent ernæringsmæssigt og i en bredere kulturel sammenhæng som forbrugsvarer. Kun i tilfælde, hvor man ud fra ideelle betragtninger overvejer konsekvensen af substitution mellem fødevarer (og overholder ernæringsmæssige krav) fx kød med bønner, er netto energiproduktionen i fødevarer systemer interessant.

Det kan derimod være af interesse for forbrugerne at kunne sammenligne energiforbruget til den samme vare under forskellige

produktionsformer. Ved analyse af markedsorienterede jordbrugssystemer er det altså overvejende energiforbruget per produceret enhed, som er interessant. I forskellige danske og europæiske miljøregnskaber for landbruget er MJ per kg produkt (mælk, kød, korn, ..) den hyppigst anvendte indikator (Verschuur et al., 2001) som vist i tabel 7.13. Deklarering af økologiske produkter ud fra deres energiforbrug per enhed kunne således teoretisk set relativt let lade sig gøre. Dette kan jf. tabel 7.12 have interesse både internt i sektoren og over for forbrugere, som fx køber produkter igennem en "madkasse"- abonnementsordning og tillægger nærhedsprincippet vægt. Imidlertid er dette i strid med de hidtidige ideer om certificering af økologiske produkter, hvor det er selve produktionsformen som deklarerer på basis af principperne og handlingsreglerne, men derimod ikke produkterne i sig selv på basis af reelt forbrugte hjælpestoffer og miljøeffekter. I denne henseende gælder formentlig samme principper for energi som for fx udledning af næringsstoffer. Fra et ressourcemæssigt perspektiv kunne det være interessant, hvis økologiske produkter var produceret helt uden input af ikke-fornybare ressourcer – herunder fossil energi.

Planteproduktion kan ske med større eller mindre energiforbrug per ha og per kg udbytte. Her er det især vigtigt at gøre sig klart, at dyrkbart land er den begrænsende faktor i bestræbelserne på at fastholde mest mulig solenergi via fotosyntesen i planterne. Derfor er det ikke ligegyldigt, hvor store udbytter der høstes på et givet areal. I kapitel 2 vises, at energiforbruget per foderenhed og per kg mælk var lavere under økologisk end under konventionel produktion. Men udbytterne i marken var også lavere, hvorfor der skal et større areal til at producere fx en given mælkemængde i det økologiske system. Foreløbige beregninger antyder, at hvis denne forskel i

arealkrav blev udnyttet til energiafgrøder på konventionelle brug, ville det opveje forskellen i energiforbruget mellem økologisk og konventionel produktion ved en given mælkekemængde (Dalgaard et al., 2000). En beregning af arealforbruget ved at producere animalske produkter bør imidlertid inkludere det areal som beslaglægges til foderproduktion uden for bedriften, herunder til udenlandske proteinafgrøder. Hvis produceret bioenergi modregnes energiforbruget og udledningen af drivhusgasser ved produktionen af mælk eller kød, bør arealforbruget til energiafgrøden naturligvis indregnes.

Hvis derimod fokus er på jordbrugets rolle som energileverandør via opsamling af solenergi i plantevækst er MJ forbrændingsenergi i biomassen opgjort per forbrug af fossil energi i hjælpestoffer naturligvis interessant (jf. figur 2.5 og beregningen af $R = \text{MJ energi-produktion per MJ netto energiforbrug}$). Eftersom planteproduktion i sidste ende er begrænset af landbrugsarealets størrelse er det i dette perspektiv interessant at udpege de systemer, som bedst udnytter marken som solfanger til produktion af energi. Dvs. indikatorerne MJ per kg produkt eller $R = (\text{MJ output} / \text{MJ input})$ bør suppleres med en indikator for den totale netto energiproduktion per ha, fx $(\text{MJ input} - \text{MJ output})$ per ha, se tabel 7.13 (EAT). Som minimum bør en "deklaration" eller miljøvurdering af bioenergi inkludere en indikator for beslaglagt areal, altså forbrugt ha per produceret MJ eller kWh, hvilket relativt let kan beregnes med redskaber til livscyklusvurdering. Denne beregning kan kvalificeres ved at beskrive hvilke typer af arealer, der er anvendt for at inddrage spørgsmålet om naturværdier.

Øget dyrkning af energiafgrøder er som vist i de foregående kapitler en oplagt mulighed for at forbedre det økologiske jordbrugs energibalance og mindske afhængigheden af fossil

energi. Det kan spille godt sammen med anden planteproduktion pga. sædskiftemæssige fordele. Men energiproduktionen skal afvejes mod andre hensyn herunder naturværdier. Såfremt vedvarende græsarealer og brakmarker inddrages til energiafgrøder, fx slæt til biogasproduktion, er der en risiko for en intensivering, selv inden for et økologisk jordbrugssystem (fx hvis den næringsstofrige græssaft fra biogasanlægget tilbageføres som gødning netop til disse marker). Dette vil kunne ændre flora og fauna i uønsket retning set fra et naturbeskyttelses synspunkt. Derfor kan arealforbrug af henholdvis sædskiftejord og vedvarende græsarealer indgå i "deklarationen" af (bio-)energi produceret på landbrug. Dertil kommer, at såfremt det er et mål at fjerne næringsstoffer fra engene, således at næringsfattig flora gives bedre vilkår, kunne et system med høst af enggræs til biogas følges op med forbud mod gødskning af disse enge. Det kommer derfor an på flere forhold, om det er godt eller skidt at bruge engene ud fra et naturbeskyttelsesperspektiv.

Energiforbrug fra en forureningsbetragtning

Forbrug af fossil energi enten direkte på bedriften eller under produktion af hjælpestoffer giver anledning til emission af fx NO_x og SO_x'er samt drivhusgasserne CO₂ og CH₄. Eftersom disse emissioner er overvejende mobile og ikke bundet til landbrugsarealet, er den produktorienterede synsvinkel den mest interessante her. Dvs. sammenligningen af hvor meget fossil energi der bruges per kg mælk produceret antyder, hvilken produktionsform der kan levere et givet produkt i en given mængde med den mindste forurening. Imidlertid er en sådan opgørelse kun en del af billedet: For det første forbruges de færreste fødevarerprodukter hverken lokalt eller direkte fra bedriften. Derfor bør man inkludere energiforbruget i de efterfølgende processer, transport og forarbejdning m.m., for at finde

de samlede emissioner relateret til et givet fødevarerforbrug. For det andet er der andre processer forbundet med landbrugsdrift, som giver anledning til udledning af drivhusgasser, især lattergas fra ufuldstændig denitrifikation af husdyrgødning og metan fra drøvtyggers vomomsætning. I begge tilfælde kan der være systematiske forskelle imellem to systemer, som kan mindske eller opveje forskellen imellem niveauet af emissioner relateret til fossil energi i primærproduktionen.

Derfor er der behov for et redskab til at kunne håndtere de mere komplekse beregninger af flere emissionskilder i flere produktionsled og evt. sammenveje dem i færre enheder. Livscyklusvurdering er en sådan metode (Nielsen et al., 2003). Ved brug af metoder standardiseret af bl.a. det internationale panel for klimaforandring (IPCC, 1997; 2000) sammenvejes udledning af drivhusgasser, idet metan og lattergas omregnes i CO₂ ækvivalenter. Ved brug af disse omregninger viser det sig fx, at kun ca. 12% af den samlede udledning af drivhusgasser fra en konventionel svinebedrift ved produktionen af et kg svinekød stammer fra forbruget af fossil energi, mens udledning af metan og af lattergas udgør henholdsvis 14 og 74% af drivhusgasemissionen per kg kød. Af den samlede udledning af drivhusgasser ved produktion af 1 kg konventionelt svinekød sker 70-80% på bedriften, mens resten især skyldes produktion af soja til foder samt handelsgødning. Foreløbige resultater for økologisk mælk viser ligeledes, at den overvejende del af drivhusgasemissionen sker på bedriften, og at CO₂-udledning udgør en mindre del, mens lattergas og metan udgør over 75% af emissionen målt i kg CO₂-ækvivalenter (Nielsen et al., 2003).

Når energiforbrug og emissioner udtrykkes per produceret enhed, muliggør det sammenligning med fx normtal, "best practice" eller andre produktionssystemer. Dette giver me-

ning i en marginal betragtning, dvs. hvis man overvejer konsekvensen af at producere/efterspørge en enhed mere produceret på en given måde eller sammenligner forskellige substituerbare produkter (såkaldt funktionelle enheder). I de her beskrevne scenarier for energiproduktion i økologisk jordbrug er energiproduktionen tæt koblet til landbrugsproduktionen i øvrigt, enten husdyrhold eller planteavlssædskifte. Derfor er der ikke tale om en energiproduktion helt uden drivhusgasemission; der vil fx være lattergasemission fra kløvergræsmarker og lagring/håndtering af gødningsprodukter. Den relevante indikator kunne således være kg CO₂-ækvivalenter per MJ netto energi (evt. fordelt på varme, el og drivmidler). En sådan indikator ville evt. kunne anvendes til at deklarere grøn energi og til at skelne mellem forskellige grønne energiformers miljøvenlighed. En livscyklusvurdering ville desuden kunne opgøre evt. andre miljøeffekter per leveret økologisk energienhed i sammenligning med andre energikilder.

Det kan på baggrund af ovenstående diskussion konkluderes, at eksisterende værktøjer og indikatorer kan anvendes til opgørelse og dokumentation af energiforbruget per ha på økologiske bedrifter, men at der er behov for at videreudvikle disse, således at energiproduktion kan modregnes på en meningsfuld måde under hensyntagen til forskelle i energikvalitet (fx el i forhold til varme). Desuden kan det konkluderes, at eksisterende metoder herunder LCA kan videreudvikles til et system til deklarering af økologiske produkters energiforbrug og arealbeslaglæggelse per produceret enhed, både ud fra et energisynspunkt og ud fra et bredere forureningssynspunkt. Imidlertid tilskynder de nuværende principper for regulering og certificering af økologisk jordbrug ikke til deklaration af økologiske varer baseret på reelt forbrugte mængder af hjælpestoffer m.m.

Endelig kan det konkluderes, at deklareret af økologisk energi produceret i tilknytning til landbrugsdrift må inddrage drivhusgasemissioner fra landbrugsdelen til sammenligning med brug af fossil energi samt arealforbruget, herunder muligvis typen af arealer. De mest relevante miljøindikatorer vedrørende energi er derfor energiforbrug per produceret enhed (MJ per kg mælk eller MJ produceret), drivhusgasemission per produceret enhed (CO₂ ækvivalenter per kg mælk eller MJ produceret) samt arealforbrug (ha per kg mælk eller MJ produceret), hvilket livscyklusredskabet er velegnede til at beregne.

7.6 Opsummering af videnbehov

Opgørelserne i dette kapitel viser, at der kan være betydelige energiproduktionsmæssige perspektiver i at producere biogas, rapsolie samt strøm og varme fra energiafgrøder i økologisk jordbrug. Der er dog tale om meget foreløbige overslag og opgørelser, og der er helt klart behov for at få konkretiseret og nærmere undersøgt mulighederne og barriererne ved energiproduktion og energibesparelser i økologisk jordbrug.

Disse forskningsbehov kan samles i følgende punkter:

- Systemanalyse og teknologivurdering bl.a. med hensyn til optimale størrelser af energianlæg – gårdanlæg/fællesanlæg. Herunder er der behov for:
 - 1) Lokalområde casestudier: Hvilke fordele vil der være ved at samle energiomsætningen i fællesanlæg, der dækker et mindre lokalområde? Dermed kan transport til og fra energianlægget holdes på en begrænset niveau, og der kan bibeholdes et element af kendskab til og medbestemmelse over energiproduktionen hos den enkelte landmand. Et casestudie, som det der er beskrevet fra Give, kunne være givende!
 - 2) Konkret værdisætning af produktionsmæssige, miljømæssige og økonomiske fordele ved øget kløvergræsproduktion i økologisk planteavl, med henblik på udnyttelsen i biogasanlæg, som dermed svarer til indførelsen af en "virtuel drøvtygger"!
 - 3) Undersøgelse af muligheder for synergieffekter mellem bioenergiproduktion og andre services – fx kombination af elproduktion i biogasanlæg med udnyttelsen af spildvarme til korntørring, foderproduktion i grøntpilleproduktion m.m. i tilknytning til lokale fællesanlæg til energi. Synergieffekter ved fordeling af næringsstoffer i husdyrgødningen.
 - 4) Muligheder for recirkulering af næringsstoffer og energi mellem by og land.
 - 5) Muligheder for at udarbejde helhedsplaner for økologiske produktionssystemer, som omfatter flere aspekter af lokalt forankret bæredygtighed – herunder bæredygtig energiomsætning.
- Mulighederne for regulering og regeldannelse, som sikrer at økologisk produktion bidrager til et reduceret fossilt energiforbrug. Herunder er der behov for:
 - 1) at videreudvikle metoder til energideklarering af økologiske produkter – såvel food som non-food., og
 - 2) at vurdere konsekvenserne af reguleringen, fx ved hjælp af de ovennævnte metoder til scenariestudier og helhedsbetragtninger.
 - 3) diskussion af principper for egenforsyning kontra substitution (kan man sælge til elnettet og købe på andre tidspunkter – levering af biomasse og køb af diesel?)

- 4) Revurdering af det eksisterende regelsæt for økologisk jordbrugsproduktion med henblik på redefinerings af økologisk godkendte og acceptable input – fx diverse bygødnings, slam mv.
- Analyser af omkostningseffektiviteter ved forskellige former for bioenergiproduktion og energibesparelser i økologisk jordbrug. Herunder er der behov for:
 - 1) Økonomiske analyser af energiproduktion i økologisk jordbrug, herunder værdisætning af forbedret næringsstofforsyning og lignende
 - 2) Analyse af forbrugernes vilje til at betale en merpris for økologiske varer produceret uden eller med reduceret forbrug af fossil energi.
 - 3) Sammenligning med muligheder og energiomkostningseffektivitet ved indførelse af andre vedvarende energikilder - fx vand-, sol- eller vindkraft samt ved udnyttelse af forventede fremtidige teknologier - fx udnyttelsen af brint som energibærer.
 - Energiforbrug i dansk økologisk jordbrug set i det internationale perspektiv. Herunder er der behov for:
 - 1) At vurdere økologisk landbrugs specielle muligheder for at bidrage til EU's målsætning om, at en langt større del af energien i fremtiden skal stamme fra vedvarende energi.
 - 2) Sammenligning af energieffektiviteter i forskellige økologiske- og ikke økologiske produktionssystemer i Danmark og i andre dele af verden med henblik på prioritering af landressourcen til fødevarer- kontra bioenergiproduktion.

7.7 Litteratur

- Dalgaard, T., Halberg, N. og Fenger, J. 2000. Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser. FØJO rapport nr. 5. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, Foulum.
- Danmarks JordbrugsForskning. 2004. Det Forskningsrelaterede JordbrugsRegister FRJOR. Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø, Foulum.
- Direktoratet For FødevarerErhverv 2004. Støtte til energiafgrøder. Høsten 2004. www.dffe.dk/Default.asp?ID=17140
- IPCC. 1997. Greenhouse gas inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Available on-line: <http://www.ipcc.ch/pub/guide.htm>.
- IPCC. 2000. IPCC Good practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 4. Agriculture. 4.1-4.83. IPCC. <http://www.ipcc.ch/pub/guide.htm>
- Jensen, K.S. 2003. Øko-gas Give – eksempel på økologisk biogasfællesanlæg. Kongresbilag, Økologikongres 2002. Tema A10 s. 80-84. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, Foulum.
- Jørgensen, U., Dalgaard, T. and Kristensen, E.S. 2004 (in press). Biomass energy in organic farming – the potential role of short rotation coppice. Biomass and Bioenergy.
- Lerland, E.C van and Lansink, A.O. 2002. Economics of sustainable energy in agriculture. Economy and Environment vol. 24. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. ISBN 1-4020-0785-X.

- Nielsen, H., Hjorth-Gregersen, K., Thygesen, P. og Kristensen, J. 2002 Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg - med tekniske og selskabsøkonomiske baggrundsanalyser. FØI rapport nr. 136. Fødevarerøkonomisk Institut, København. 130 s.
- Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R. and Halberg, N. 2003. LCA food database. Available online, 31/8 2003 at www.lcafood.dk/database.
- NIRAS. 2002. Økologisk biogasanlæg ved Farre. Forprojekt. NIRAS rådgivende ingeniører og planlæggere A/S, Aarhus. 30 s.
- Schroll, H. 1994. Energy flow and agrological sustainability in Danish Agriculture. *Agriculture, Ecosy-stems and Environment* 51:301-310.
- Verschuur, G., Halberg, N. & G. Goodlass. 2001. Study of input output accounting systems for agricultural holdings. Report for EU DG XI. CLM, NL. 77 pp.

8 Sammenfatning og behov for videnopbygning

Uffe Jørgensen & Tommy Dalgaard, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning

8.1 Sammenfatning

Økologisk jordbrug kan blive selvforsynende med vedvarende energi

Analyser i denne vidensyntese har vist, at energibesparelser kan reducere økologisk jordbrugs energiforbrug, men ikke fjerne afhængigheden af fossil energi. Potentialet for produktion af energi i økologisk jordbrug er stort, således at det teoretisk set er forholdsvis let at blive selvforsynende med det direkte energiforbrug. Der findes allerede teknologier til udnyttelse af de mulige energikilder i biomasse og vind, som er udviklede til et kommercielt niveau. Hvorvidt økologisk jordbrug skal blive selvforsynende med energi er derfor

i høj grad et spørgsmål om politisk prioritering, om driftsøkonomi og fortsat teknolog udvikling samt ikke mindst om koordinering og organisering.

Biogas kan blive en helt central teknologi for økologisk jordbrug, der kan udnytte forhåndenværende gylle og dybstrøelse samt kløvergræs fra grønbrakmarker og græs fra uudnyttede enge. Biogasenergi kan udnyttes uden at kompromittere økologisk jordbrugs næringsstofbalance. Faktisk kan biogasanlæg fungere som vigtige næringsstofbanker, og de kan tjene som planteavlsbrugenes "drøvtygger" ved at frigøre næringsstoffer tilført med kløvergræs og enggræs.

Tabel 8.1 Nuværende totale energiforbrug i økologisk jordbrug i Danmark fordelt på el, olie (både til motordrift, smøring, oliefyr m.m.) og indirekte energiforbrug (energi til produktion af maskiner, bygninger mv.). Endvidere fortrængning af fossil energi med energi fra biogas, rapsolie og husstandsmøller. En Petajoule er 10^{15} J

Energiforbrug i økologisk jordbrug	Petajoule
El	0,6
Olie	0,7
Indirekte energiforbrug	1,2
I alt	2,5
Fortrængning af fossil energi ved energiproduktion i økologisk jordbrug	
Biogas af al økologisk husdyrgødning afsat på stald	0,8
Biogas af kløvergræs på 18-19.000 ha	1,0
Rapsdyrkning på 18-19.000 ha	0,4
Husstands-møller ¹ ved 25% af de økologiske ejendomme	0,3

1: Under antagelse om årlig produktion på 35.000 kWh per mølle. Det antages, at der fortrænges fossilt baseret marginal elproduktion uden udnyttelse af varmeproduktionen.

Den samlede potentielle elproduktion fra biogas af økologisk husdyrgødning kan fortrænge fossil energi til elproduktion i størrelsesordenen 0,8 PJ (tabel 8.1). Hvis der desuden tilsættes kløvergræs fra ca. 10% af det økologiske areal, forøges den potentielle fortrængning af fossil energi til 1,8 PJ. Ved sammenligning med det nuværende samlede fossile energiforbrug til el i økologisk jordbrug (0,6 GJ), fremgår det, at alene i form af biogas kan der produceres en betydeligt større energimængde.

Ved at dyrke raps eller andre mere hårdføre olieplanter på ca. 10% af det økologiske areal kan halvdelen af det nuværende olieforbrug til traktordrift, smøring m.m. erstattes. Herved produceres også ca. 22.000 ton rapskage, som kan blive et vigtigt bidrag til selvforsyning med kraftfoder. Det vil være en stor ændring og sædskiftemæssigt betænkeligt at dyrke raps på mere end 10% af det økologiske areal. Erstatningen af det nuværende dieselforbrug er derfor den vanskeligste opgave. Biogas kan dog også udnyttes til traktordrift, men det kræver rensning og komprimering, som er teknisk vanskeligere at gennemføre decentralt.

En stor del af det totale energiforbrug i jordbruget udgøres af indirekte energi til fremstilling af materialer og hjælpestoffer. Hvis dette energiforbrug indregnes, fordobles energiforbruget i økologisk jordbrug næsten i forhold

til alene det direkte energiforbrug (tabel 8.1). De skitserede muligheder i udnyttelse af biogas, rapsolie og husstandsmøller bidrager dog samlet med energi svarende til det samlede direkte og indirekte energiforbrug i økologisk jordbrug. Der er ydermere en række andre end de her angivne muligheder for fortrængning af fossil energi, fx energibesparelser, produktion af elletræer til kraftvarmeproduktion og anvendelse af solceller til drift af lugevogne og lugeroboter.

Indførelse af energiproduktion i økologisk jordbrug kan give afledte positive drifts- og miljømæssige effekter. En analyse af effekten af at udnytte én eller to kløvergræsmarker ud af et 10-markssædskifte til biogas viste, at der både kan forventes bedre udbytte og mindre nitratudvaskning i sædskiftet (tabel 8.2). Det skyldes, at det fikserede kvælstof fra grønbrakken fordeles bedre i sædskiftet. Alternativt kan importen af husdyrgødning reduceres med op til 85%, mens udbyttet fra basisscenarioet opretholdes.

Bag de gennemsnitlige værdier i tabel 8.2 ligger, at størst udbyttetigning ved at sende kløvergræsset gennem et biogasanlæg fandtes på sandjord med lav frugtbarhed, mens størst reduktion i udvaskning fandtes på sandjord med høj frugtbarhed. Det er netop de situationer, der er behov for at forbedre i økologisk planteavl.

Tabel 8.2 Simulerede tørstofudbytter og nitratudvaskning for basisscenarioet og for to biogasscenarier, hvor henholdsvis 10 og 20% af arealet udnyttes til kløvergræs til biogas. Det afgassede græs returneres til sædskiftet

	Basis	Biogas-10%	Biogas-20%
Udbytte korn og ært (t ha ⁻¹)	3,2	3,4	3,5
Udvaskning (kg N ha ⁻¹)	40	38	37

Økonomien i at producere og udnytte vedvarende energi er vanskelig at vurdere og vil afhænge af graden af udvikling og mulighed for sidegevinster. Men da energiomkostningerne i økologisk jordbrug kun udgør ca. 5% af de samlede driftsomkostninger, vil en evt. merpris på energi ikke medføre en større ændring af produktprisen. En evt. merpris skal vejes op imod den forbedrede miljøværdi, og dermed bedre produktimage, af en økologisk vare produceret uden brug af fossil energi. Dertil kommer, at den vedtagne reform af EU's landbrugspolitik fremover vil gøre det mere attraktivt at dyrke kløvergræs, der lige-stilles med kornafgrøder.

I det følgende resumeres videnssynesens resultater mere detaljeret inklusive barrierer og behov for ny viden i forbindelse med indførelsen af ny energiteknologi i økologisk jordbrug.

Hvorfor fokusere på at reducere det fossile energiforbrug i økologisk jordbrug?

Målsætningen om at benytte fornyelige ressourcer og minimere forbruget af fossile brændstoffer er klart formuleret i værdigrundlaget for økologisk jordbrug. Også andre økologiske principper, fx nærhedsprincippet, taler for at sikre en lokal produktion af vedvarende energi i økologisk jordbrug. Hidtil har energi-aspektet dog ikke haft særlig stor bevågenhed i økologisk jordbrug i Danmark, idet forhold som næringsstofforsyning, skadedyr og ukrudt samt husdyrvelfærd har været højere prioritet. Følgende forhold kan dog tænkes snart at bringe øget fokus på energi i økologisk jordbrug:

- Danmarks olieproduktion vil falde fra år 2006
- Det globale olieforbrug forventes at nå et maksimum inden for 10-30 år, hvorefter

produktionen ikke vil kunne følge med efterspørgslen

- Dansk landbrug og dermed også økologisk jordbrug forventes at skulle bidrage til Danmarks opfyldelse af Kyoto-målsætningen
- Økologisk jordbrug har kun en marginalt bedre energibalance end konventionelt jordbrug
- Økologisk jordbrug har behov for nye forbedringer for fortsat at kunne være et miljømæssigt bedre alternativ til konventionelt jordbrug
- Ved produktion af vedvarende energi kan der samtidig produceres eller recirkuleres næringsstoffer, som kan bidrage til selvforsyning også på dette område

I fremtiden kan helt nye energikoncepter, fx indførelse af brint som energibærer med mulighed for anvendelse af brændselsceller til decentral erstatning for en række af de traditionelle motortyper, forårsage store ændringer i, hvordan energiproduktion og -forsyning af økologisk jordbrug bedst sættes sammen. I denne videnssynese er der dog fokuseret på energimæssige muligheder, som p.t. eller på kort tidshorisont er mulige at udnytte. Der er således i høj grad fokuseret på mulig udnyttelse af bioenergi, idet det er en specifik mulighed for jordbruget, og fordi biomasseproduktion vil spille sammen med den øvrige økologiske produktion og evt. kan bidrage til at opfylde målet om selvforsyning med næringsstoffer og foder.

Nuværende energiforbrug i økologisk jordbrug og muligheder for besparelser

Tidligere analyser har indikeret, at en omlægning af dansk landbrug til økologi vil mindske energiforbruget. Hvor stor reduktion afhænger af, hvorvidt omfanget af svineproduktionen søges opretholdt. I mere detaljerede ana-

lyser er det påvist, at specielt kløvergræs, og i særdeleshed kløvergræs som afgræsses, er energimæssig favorabelt at dyrke økologisk.

Dette er bl.a. fordi køerne på disse marker henter størstedelen af foderenhederne selv, og fordi der ikke tilføres ret megen gødning. Derimod er der ikke den store forskel på energiforbruget per foderenhed af andre opgjorte afgrøder – hverken mellem de forskellige økologiske afgrødetyper eller mellem tilsvarende økologiske og konventionelle afgrøder, idet det højere energiforbrug til handelsgødning m.m. i konventionelle marker opvejes af et højere udbytte. Det ekstra energiforbrug til mekanisk ukrudtsbekæmpelse i økologisk planteproduktion er i forhold til de andre poster i energibalancen ikke af væsentlig betydning.

Modelberegninger af energistrømme på husdyrbrug har hidtil vist et mindre energiforbrug per kg kød og mælk i økologisk end i konventionel produktion, men forskellen er lille (tabel 8.3). Dette skyldes bl.a. flere afgræsningsmarker med et lavt energiforbrug på de økologiske brug, mens de konventionelle bedrifter har mere helsød og græs til ensilage, hvilket kræver et stort brændstofforbrug. Resultaterne fra de seneste gårdstudier og modeller peger dog samlet på, at energiforbruget ikke har været genstand for systematisk reduktion inden for den økologiske sektor. Det skal understreges, at energiomkostningen til bygninger og inventar er et groft skøn, som ikke er differentieret. Der er formentlig et mindre energiforbrug til konstruktion af mange af de nyere opstaldningsformer inden for især økologisk svineproduktion, men der mangler data og analyser af dette.

Tabel 8.3 Eksempel på energiforbrug (GJ) ved mælkeproduktion fra en sengebåsestald ved typiske foderplaner

Årsko	Økologisk	Konventionel
<i>Fodring:</i>		
Afgræsning	2,3	3,6
Græsensilage	1,5	2,4
Helsædensilage	0,8	1,0
Halm	0,0	0,0
Korn	3,3	2,7
Kraftfoderindkøb	6,7	7,4
Strøelse	0,4	0,4
Stalddrift	8,0	8,0
Bygninger og inventar	2,5	2,5
I alt	25,6	28,0
1000 kg mælk*	9,0	9,0
MJ/kg mælk	2,8	3,1

*) Kød omregnes til mælk på energibasis 1:10

Følgende tiltag kan reducere energiforbruget i økologiske produktionssystemer. 1: Valg af afgrøder med lavt energiforbrug. Afgræssede afgrøder har lavt energiforbrug til høst og håndtering af afgrøden, og specielt kløvergræs har et lavt energiforbrug, idet N fikseres fra luften. 2: Øget produktion af eget foder (dog ikke vandet græs) på bekostning af foderimport, idet energiomkostningen til importeret foder generelt er høj. 3: Mindsket dieselforbrug - fx ved overgang fra fast husdyrgødning til gyllesystemer, udvidet brug af afgræsning frem for slæt og minimering af transportafstande. 4: Udnyttelse af biafgrøder såsom efterslæt og halm, idet der ikke er nogen større energiomkostning forbundet med disse. 5: Undgå brug af græspiller i foderplanen, idet græspiller er meget energitunge at producere. 6: Indførelse af staldsystemer bygget af materialer med et lavt energiindhold, udstyret med naturlig ventilation og med mindre forbrug af strøelse. 7: Optimering af hele produktionssystemet, så der opnås større udbytter per forbrugt energienhed.

Produktion af biogas

Anaerob omsætning af husdyrgødning er en velkendt teknologi, der ud over en betydelig energigevinst giver en række sidegevinster i form af reduceret drivhusgasemission, forbedret gødningsudnyttelse og reducerede

lugtgener. Direkte forbrænding af organisk materiale giver en større energiudnyttelse af det organiske materiale end forgæring, fordi forbrændingen er en fuldstændig og forgæringen en ufuldstændig omsætning. Forgæringsprocessen har imidlertid en række fordele, som er medvirkende til, at biogasproduktion kan være en særligt interessant teknologi for økologisk jordbrug. Et biogasanlæg kan således udnytte energien i meget våde biomasser som husdyrgødning og grønne planter, uden at der tabes næringsstoffer. Biogasproduktion på basis af grovfoderafgrøder giver et stort energioverskud (tabel 8.4) og muliggør dyrkning af kvælstoffikserende afgrøder til energiformål, hvorefter det fikserede kvælstof kan komme andre afgrøder til gavn. Omsætning af ren plantemasse, fx kløvergræs i et biogasanlæg giver mulighed for produktion af højværdigt proteinfoder. Biogas kan anvendes til traktordrift, men det kræver en opgradering og komprimering, som er forholdsvis dyr.

Der har tidligere været betydelig modstand mod anaerob omsætning i økologisk jordbrug, der blev opfattet som et aerobt jordbrug. For at vurdere, om omsætningen i biogasanlæg har negativ indflydelse på jord eller mikroflora efterfølgende er gennemført et grundigt litteraturstudium af forskelle mellem afgasset og komposteret husdyrgødning.

Tabel 8.4 Energiudbytte og -forbrug ved dyrkning og biogasproduktion af en hektar kløvergræs. Af nettoenergiudbyttet forventes 40% at kunne omsættes til el

Parameter	Mængder	Energiproduktion/forbrug kWh/år
Kløvergræsudbytte	30 tons 18% TS	17.010
Markarbejde forbrug	95 l diesel	-950
Procesenergiforbrug	20% af energiproduktion	-3402
Nettoenergiudbytte		12.658

Ved både kompostering og afgasning af gylle omsættes den letomsættelige del af gødningen maksimalt, før gødningen tilføres jorden. Afgasset gylle og komposteret fast staldgødning indeholder således væsentligt lavere mængder kulstof end ubehandlet gylle og ikke-komposteret fast staldgødning. Men medens der ved kompostering ofte går store mængder kvælstof tabt, bevares alle plantenæringsstoffer ved afgasning, og ved afgasningen øges gyllens indhold af plantetilgængeligt kvælstof.

Der er kun udført få undersøgelser, hvor tilbageholdelsen af organisk stof i jord bestemmes for den samme type gødning lagret under forskellige vilkår. Resultaterne fra de foretagne undersøgelser er ikke entydige. Den biologiske aktivitet i jorden synes dog at være positivt påvirket af, at gødning komposteres før udbringning, men der er ikke gennemført systemundersøgelser, hvor effekten af afgasning og kompostering er undersøgt under sammenlignelige forhold.

Produktion af energiafgrøder samt udnyttelse af sol- og vindenergi

Hvis ikke energiudnyttelse af husdyrgødning i biogasanlæg giver et tilstrækkeligt energiudbytte, kan der suppleres med afgrøder dyrket målrettet til energianvendelse eller med vegetation fra enge, som det ikke længere er rentabelt at afgræsse. Halm, som i konventionelt jordbrug i vid udstrækning udnyttes til energi, kan ikke forventes udnyttet i større omfang i økologisk jordbrug. Energiafgrøder til dyrkning i økologisk jordbrug bør ideelt set ikke fjerne næringsstoffer fra dyrkningssystemet og ikke belaste jordens kulstofbalance samtidig med, at afgrøderne skal være robuste mod sygdomme og skadedyr og give et godt energiudbytte.

Der gennemgås tre eksempelafgrøder (kløvergræs, raps og elletræ) udvalgt til henholdsvis

omsætning i biogasanlæg, oliepresning og termisk omsætning. Kløvergræs er i forvejen en central afgrøde i økologisk jordbrug, og på rene planteavlsbrug kan en udnyttelse i biogasanlæg sammenlignet med grønbrak give mulighed for en bedre fordeling af kvælstof i sædskiftet samtidig med, at der opnås et energiudbytte. Raps kan være vanskelig at dyrke økologisk, men kan til gengæld forholdsvis nemt presses lokalt på gården til olie til traktordrift samt rapskage til fodring. Et muligt alternativ til raps, dodder, en robust olieafgrøde, gennemgås kort. Elletræer er kvælstoffikserende og er derfor for økologisk jordbrug en særligt interessant mulighed for produktion af træflis til stokerfyr eller eventuelt til kombineret strøm- og varmeproduktion i en Stirlingmotor.

En energiproduktion i økologisk landbrug bør tænkes ind i sammenhænge, således at der også kan opnås andre miljømæssige eller økonomiske fordele. Det kan fx være sædskiftefordele, øget diversitet i landbrugslandskabet, beskyttelse af grundvandskvalitet, forbedret selvforsyning med næringsstoffer eller samproduktion med husdyr.

Økologiske brug kan vælge at købe "grøn strøm" produceret på vedvarende energianlæg fra det almindelige elnet. Det er dog også muligt at opstille egne husstandsmøller eller at udnytte solceller fx på lugevogne eller lugerobotter.

Analyse af energi-, næringsstof- og drivhusgasbalancer ved energiproduktion på planteavlsbedrifter

De sædskiftemæssige aspekter af energiproduktion i økologisk jordbrug er belyst kvalitativt samt ved anvendelse af to forskellige analyseværktøjer: Bedriftsmodellen FASSET anvendt på markniveau og en livscyklusvurdering (LCA) anvendt på bedriftsniveau. FAS-

SET-modellen giver mulighed for at vurdere effekter af anvendelse af kløvergræs til biogas på afgrødeudbytte og på miljøeffekter (kvælstofudvaskning og drivhusgasemissioner fra marken). LCA-beregningerne giver mulighed for at vurdere netto energiproduktion og at opstille en balance for drivhusgasemissionerne, herunder emissionerne fra energiforbrug og indkøbt foder.

I beregningerne med FASSET-modellen er der taget udgangspunkt i et rent planteavls-sædskifte til økologisk jordbrug. I dette sædskifte indgår kløvergræs på 20% af arealet, hvoraf halvdelen i basisscenariet er udlagt som en grønbrak, og den øvrige kløvergræs anvendes til slæt, som sælges til et nærtliggende økologisk kvægbrug mod tilbageførelse af økologisk kvæggylle. Ved at anvende grønbrakken til biogas øges tørstofudbyttet i

sædskiftet med ca. 0,2 t ha⁻¹ pga. en bedre fordeling af kvælstof i sædskiftet. Hvis der yderligere produceres biogas på den kløvergræs, der i basisscenariet sælges til kvægbrug, øges tørstofudbyttet i stedet med ca. 0,3 t ha⁻¹. Beregninger viser, at udbyttet fra basisscenariet vil kunne opretholdes uændret ved reduktion af gødningsimporten med 25% i scenariet med biogas fra grønbrakmarken og med 85% reduktion af gødningen i scenariet med biogasproduktion af al kløvergræsproduktionen (tabel 8.5). Der var ingen effekter af scenarierne på beregnet emission af lattergas, mens der beregnedes en beskedent reduktion i kulstoflagring i jorden og i nitratudvaskning ved anvendelse af kløvergræs til biogas. Det skal dog understreges, at der er knyttet betydelige usikkerheder til estimerne på drivhusgasemissioner.

Tabel 8.5 Simulerede tørstofudbytter i et basisscenarium og i to biogasscenarier med faldende tilførsel af husdyrgødning. I biogasscenarierne udnyttes henholdsvis 10 og 20% af arealet til kløvergræs til biogas, og det afgassede græs returneres til sædskiftet. Se kapitel 6 for flere detaljer

	Basis	Biogas-10%	Biogas-10% reduceret gødningsimport	Biogas-20%	Biogas-20% reduceret gødningsimport
Husdyrgødningsimport (kg N ha ⁻¹)	52	52	39	27	8
Udbytte korn og ært (t ha ⁻¹)	3,2	3,4	3,2	3,5	3,2

LCA-beregningerne er gennemført med udgangspunkt i et blandet økologisk brug, som ikke omfatter malkekvæg. Her indgår tre økologiske bedrifter, der alle er på 39 ha. Én bedrift hvor der dyrkes raps (10% af arealet), som anvendes til brændstof til traktorer, én bedrift som producerer kløvergræs (20% af arealet, halvdelen til biogas) og én bedrift, hvor der ikke produceres energi fra afgrøder. Dyrkning af raps til brændstofanvendelse og dyrkning af kløvergræs til biogas reducerer

begge det direkte forbrug af fossil energi. Basisbedriften har et fossilt energiforbrug på 220 GJ år⁻¹. Dette reduceres til 145 GJ år⁻¹ på rapsbedriften, mens kløverbedriften er den mest energiøkonomiske med en netto energiproduktion på 127 GJ år⁻¹. LCA-beregningerne viser ingen forskel i lattergasemissioner mellem bedrifterne, og lattergasemissionerne udgør langt den største post i drivhusgasregnskabet. Selv med en netto energiproduktion på kløverbedriften reduceres netto drivhus-

gasemissionen derfor kun med ca. 20% i forhold til basisbedriften (tabel 8.6). Der kan dog stilles spørgsmålstegn ved, om den benyttede standardværdi (IPCC) for lattergasemission ved kvælstoffiksering i kløvergræs er korrekt. Hvis den, som nyere undersøgelser antyder, er

mindre, vil det påvirke det samlede drivhusgasregnskab for økologisk jordbrug betydeligt. Endelig skal nævnes, at den kulstofophobning i jord, som kan forventes i økologiske planteavlssædskifter ikke er indregnet i drivhusgasbalancen i tabel 8.6.

Tabel 8.6 Drivhusgasemissioner (tons CO₂-ækvivalenter per bedrift per år) forbundet med produktionen på 39 ha på henholdsvis basis-, raps- og kløverbedrift

	Basis	Raps	Kløver
Lattergas ¹⁾	82	82	82
Metan fra bedrift og biogasanlæg	13	13	16
CO ₂ fra diesel	12	5	12
El og rapskage indkøbt	8	7	8
Transport af græs	0	0	1
Fortrængt varme	0	0	-10
Fortrængt el	0	0	-17
I alt	115	107	92

1) Lattergasbidraget fra N-fiksering (25-30% af det totale lattergasbidrag) er muligvis overestimeret

Scenarier for mindsket forbrug af fossil energi i økologisk jordbrug

Baseret på den nuværende produktion af husdyrgødning i økologisk jordbrug, den nuværende arealfordeling på bedriftstyper samt de beregnede energiudbytter ved dyrkning af kløvergræs, raps og elletræ er opstillet scenarier for potentiel energiproduktion i økologisk jordbrug. Totalt potentiale for biogasenergi baseret på økologisk husdyrgødning er således 107 mio. kWh el samt 98 mio. kWh varme. Ved at udnytte kløvergræs fra 10% af arealet på økologiske planteavlsbrug til biogasproduktion øges energipotentialet med næsten 70%.

Ved produktion af raps på 10% af det økologiske areal på ikke-malkebrug kan der ved et rapsudbytte på ca 1,8 hkg frø per ha og decentral presning på den enkelte gård opnås et olieudbytte på ca. 6 mio. l med et energiind-

hold på ca. 190.000 GJ. Dertil kommer en produktion af rapskage til fodring på ca. 12.700 ton. Endelig vil det ved at plante elletræer på godt 17.000 ha, som p.t. er udlagt til brak i økologisk jordbrug, være muligt at producere træ med et energiindhold (nedre brændværdi) på godt 3.000.000 GJ. Ved omsætning i Stirlingmotorer med en elvirkningsgrad på 20% vil der således kunne produceres ca. 167. mio. kWh samt en noget større varmemængde. Endelig vil der, ved at etablere husstandsmøller med en årlig produktion på 35.000 kWh ved 25% af de økologiske ejendomme, kunne produceres i alt godt 29 mio. kWh. Det samlede potentiale for udnyttelse af solceller i økologisk jordbrug vurderes endnu at være begrænset, men der er gode muligheder for intelligent udnyttelse til specifikke formål.

Disse potentielle energiudbytter skal sammenlignes med det nuværende fossile energifor-

brug til diesel og el i økologisk jordbrug, som er vurderet til henholdsvis 17 mio. l og 60 mio. kWh, mens det ikke er muligt at vurdere forbruget af varme. Scenarieberegninger viser, at dette energiforbrug - uden nævneværdig påvirkning af produktionen - ville kunne mindskes med måske 20% gennem målrettede energibesparende tiltag. Besparelspotentialet er således noget mindre end potentialet for produktion af energi i økologisk jordbrug. Det kan naturligvis være vanskeligt at udnytte hele det ovennævnte potentiale for energiproduktion, men som det fremgår af beregningerne, er det heller ikke nødvendigt for at gøre økologisk jordbrug selvforsynende med vedvarende energi til dækning af det direkte energiforbrug.

Det er muligt at producere biogas, rapsolie samt strøm og varme fra træ decentralt på den enkelte gård. Det gælder dog mere eller mindre udpræget for alle teknologier, at der vil være fordele ved at samle energiomsætningen i lidt større fællesanlæg, der stadig kun dækker et mindre lokalområde. Derved kan transport til og fra energianlægget holdes på et begrænset niveau, og der kan bibeholdes et element af kendskab til og medbestemmelse over energiproduktionen hos den enkelte landmand. Ud over tekniske stordriftsfordele ved et fællesanlæg giver et sådant mulighed for at ansætte en driftsleder, som har større teknisk viden og kan koncentrere sit arbejde om at optimere energiproduktionen. På et fællesanlæg kan energiproduktionen evt. kombineres med andre produktioner, fx tørring af korn eller grøntpiller, således at "spildvarme" fra biogasproduktion eller fra en træfyret Stirlingmotor kan udnyttes optimalt. Et sådant koncept er beskrevet i et konkret fælles biogasprojekt blandt landmænd fra Give, men er dog endnu ikke iværksat.

Det vil givetvis være muligt at etablere energiproduktioner i økologisk jordbrug, som kan hvile i sig selv økonomisk. Men der kan

hvile i sig selv økonomisk. Men der kan også nemt opstå en merpris i forhold til den stadig billige fossile energi, bl.a. som følge af den nuværende struktur på skatte- og afgiftsområdet vedrørende energi til erhvervsmæssig udnyttelse. Men da energiomkostningerne i økologisk jordbrug kun udgør ca. 5% af de samlede driftsomkostninger, vil en evt. merpris på energi ikke medføre en større ændring af produktprisen. En evt. merpris skal vejes op imod den forbedrede produktværdi, som en økologiske vare produceret uden brug af fossil energi må formodes at have. Det vurderes, at økologisk jordbrug har behov for løbende at forbedre sit miljømæssige image for fortsat at kunne udgøre et klart forbedret alternativ til de konventionelle produkter.

Ved markedsføring af økologiske produkter med et reduceret forbrug af fossil energi må man forholde sig til, hvorledes dette dokumenteres. Det er en mulighed at indføre generelle krav i det økologiske regelsæt om en vis andel af vedvarende energi i økologisk jordbrug. En anden mulighed kan være en generel målsætning om at minimere forbruget af fossil energi kombineret med energideklaration på de enkelte varegrupper. Energideklarationer kan dog være vanskelige at gennemføre, bl.a. som følge af den betydelige variation der er imellem bedrifteres energiøkonomi. Endvidere kan man overveje, om det bør deklareres hvor stort et arealforbrug der er gået til produktion af en vare, herunder areal til produktion af bioenergi til varens produktion.

8.2 Videnbehov

Her angives i punktform nogle af de centrale behov for ny viden, som videnssynthesen har bragt frem. Ved et evt. paradigmeskift indenfor energiproduktion eller -anvendelse vil der opstå helt nye vidensbehov. Det gælder fx ved en overgang til et brintbaseret energisystem.

Biogasproduktion kan blive helt central i økologisk jordbrug, som næringsstofbank og som "drøvtygger" for fx græs fra enge, der tages ud af omdrift. Teknologien er velkendt om end løbende under udvikling. Det er dog væsentligt for udnyttelsen i økologisk jordbrug at finde gode løsninger på fællesanlæg samt at udvikle og undersøge de særlige næringsstof- og sædskjitemæssige aspekter, som er vigtige for økologisk jordbrug.

- Energi- og næringsstofudbytte samt effekter på økonomi og natur ved afpudsning af engarealer til biogasproduktion.
- Yderligere analyse af, hvorledes kløvergræsproduktion til biogas kan bidrage til selvforsyning med kvælstof og reduktion af nitratudvaskning på planteavlbrug.
- Undersøgelse af lattergasemission ved de forskellige udnyttelser af kløvergræs (grønbrak, græsning og biogasproduktion). Herunder sammenligning af emissionsfaktoren for N-fiksering med faktoren for tilført gødning, samt af emissionsfaktoren for afgasset gylle med faktoren for ubehandlet gylle og kvælstof i planterester.
- Diskussion af principper og regler for anvendelse af affald og human gødning i økologisk biogasproduktion.
- Undersøgelse af reduktion af spireevne af ukrudtsfrø ved forgæring af gylle ved høje temperaturer.
- Lagringens (\pm afgang, \pm kompostering af husdyrgødning) indflydelse på jordens biologiske aktivitet samt analyse af jordens indhold af C og N på kort og langt sigt.
- Forsøg med kombineret produktion af energi og svinefoder i biogasanlæg.
- Analyse af muligheder for decentral samproduktion af biogas og ethanol eller biogas og brint.

Der er et stort behov for forskning i teknologivalg, i betydningen af økologiske principper (fx anaerob omsætning og recirkulering af affald) og i muligheder for nye samarbejder og regeldannelser.

- Teknologivurdering med hensyn til optimale størrelser af energianlæg (gårdanlæg/fællesanlæg) og med hensyn til foreneligheden med de økologiske principper.
- Muligheder for kornetørring, svinefoderproduktion, grøntpilleproduktion m.m. i tilknytning til lokale fællesanlæg til energi.
- Demonstration af dyrkning af biomasse og konvertering til drivmiddel, varme og el samt udnyttelse af vind- og solenergi på gårdniveau ("Energigården").
- Afprøvning af hold af fjerkræ og svin i flerårige energiafgrøder – belægningsgrad, arbejdsforbrug, dyrevelfærd, nitratudvaskning.
- Diskussion af principper for egenforsyning kontra substitution (kan man sælge til elnettet og købe på andre tidspunkter – levering af biomasse til kraftvarmeanlæg og køb af diesel?).
- Mulighederne for regulering og regeldannelse, som sikrer at økologisk produktion bidrager til et reduceret fossilt energiforbrug.
- Økonomiske analyser af energiproduktion i økologisk jordbrug, herunder værdisætning af forbedret næringsstofforsyning m.m.
- Analyse af forbrugernes vilje til at betale en merpris for økologiske varer produceret uden eller med reduceret forbrug af fossil energi.

Endelig viser videnssynthesen, at økologisk jordbrug via indførelse af nye energiteknologier har mulighed for at bidrage til at løse flere samfundsmæssige problemer. Det kræver dog yderligere analyse, diskussion og forskning at dokumentere og implementere løsningsmodellerne.

- Økologisk jordbrug kan bidrage til at opfylde Kyoto-forpligtelsen. Dokumentation er nødvendig for at kunne inkludere

effekten i den nationale emissionsopgørelse.

- Økologisk jordbrug kan bidrage til at udnytte ådale og lignende, som tages ud af omdrift. Teknisk afprøvning og naturmæssige afvejsninger er nødvendige inden igangsætning.
- Økologisk jordbrug kan bidrage til at drive sandjordsarealer uden store nærings-

stoffab. Modelresultaterne bør verificeres og optimeres i praksis.

- Økologisk jordbrug kan få en rolle i forbindelse med recirkulering af næringsstoffer fra byerne. Kræver fornyet diskussion af recirkuleringsmetoder og –principper

