



BIOMASSEUDNYTTELSE I DANMARK - POTENTIELLE RESSOURCER OG BÆREDYGTIGHED

UFFE JØRGENSEN, LARS ELSGAARD, PETER SØRENSEN, PREBEN OLSEN, FINN P. VINTHER, ERIK F. KRISTENSEN, RASMUS EJRNÆS, BETTINA NYGAARD, PAUL HENNING KROGH, ANNETTE BRUHN, MICHAEL BO RASMUSSEN, ANDERS JOHANSEN, SØREN KROGH JENSEN, MORTEN GYLLING OG MIKKEL BOJESEN

DCA RAPPORT NR. 033 · DECEMBER 2013



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

BIOMASSEUDNYTTELSE I DANMARK

- POTENTIELLE RESSOURCER OG BÆREDYGTIGHED

DCA RAPPORT NR. 033 · DECEMBER 2013



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

Uffe Jørgensen, Lars Elsgaard, Peter Sørensen, Preben Olsen og Finn P. Vinter ¹⁾,
Erik Fløjgaard Kristensen ²⁾,
Rasmus Ejrnæs, Bettina Nygaard, Paul Henning Krogh, Annette Bruhn og Michael Bo Rasmussen ³⁾,
Anders Johansen ⁴⁾,
Søren Krogh Jensen ⁵⁾,
Morten Gylling og Mikkel Bojesen ⁶⁾

Aarhus Universitet
DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug
Institut for Agroøkologi ¹⁾
Institut for Ingeniørvidenskab ²⁾
Institut for Bioscience ³⁾
Institut for Miljøvidenskab ⁴⁾
Institut for Husdyrvidenskab ⁵⁾

Københavns Universitet
Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi ⁶⁾

BIOMASSEUDNYTTELSE I DANMARK

- POTENTIELLE RESSOURCER OG BÆREDYGTIGHED

Serietitel	DCA rapport
Nr.:	033
Forfattere:	Uffe Jørgensen, Lars Elsgaard, Peter Sørensen, Preben Olsen, Finn P. Vinther, Erik Fløjgaard Kristensen, Rasmus Ejrnæs, Bettina Nygaard, Paul Henning Krogh, Annette Bruhn, Michael Bo Rasmussen, Anders Johansen, Søren Krogh Jensen, Morten Gylling og Mikkel Bojesen
Udgiver:	DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk, hjemmeside: www.dca.au.dk
Rekvirent:	NaturErhvervstyrelsen
Fotograf:	Forsidefoto: Colour Box.
Tryk:	www.digisource.dk
Udgivelsesår:	2013
	Gengivelse er tilladt med kildeangivelse
ISBN:	978-87-92869-82-1
ISSN:	2245-1684

Rapporterne kan hentes gratis på www.dca.au.dk

Videnskabelig rapport

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

Forord

Som et resultat af energiaftalen i foråret 2012 blev der igangsat en analyse af anvendelsen af bioenergi i Danmark. I Energiaftalen beskrives, at *"Analysen skal fokusere på, om der er de rette vilkår for en effektiv og miljømæssig bæredygtig anvendelse af biomasseressourcer i den danske energiforsyning. Analysen skal endvidere belyse CO₂-fortrængningen"*.

På baggrund heraf har NaturErhvervstyrelsen anmodet DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug om at udarbejde en rapport om biomasseressourcen og dens bæredygtighed som baggrund for Fødevareministeriets deltagelse i Regeringens arbejde med bioenergianalysen. Rapporten er udarbejdet som led i "Aftale mellem Aarhus Universitet og Fødevareministeriet om udførelse af forskningsbaseret myndighedsbetjening m.v. ved Aarhus Universitet, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 2012-2015".

Nærværende rapport om "Biomasseudnyttelse i Danmark – potentielle ressourcer og bæredygtighed" er blevet til i samarbejde mellem forskere ved DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug og DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, begge Aarhus Universitet, samt forskere ved Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Fra dansk land- og skovbrug udnyttes i dag biomasse til non-food anvendelse, primært energi, i et betydeligt omfang. Rapporten gennemgår mulighederne for at øge udnyttelsen yderligere, og analyserer hvilke effekter dette vil have på miljø, klima, natur og fødevareforsyning. Desuden adresseres potentialet for at udnytte biomasse fra havet til energiformål.

Vi vil gerne sige tak til alle bidragsydere til rapporten.

Susanne Elmholt,

Koordinator for myndighedsrådgivning ved DCA – Nationalt Center for Fødevarer og jordbrug

Indholdsfortegnelse

1.	Sammendrag.....	7
2.	Indledning.....	11
2.1	Biomasseudnyttelse i dag	11
2.2	Biomasseudnyttelse i fremtiden	11
2.3	Muligheder for bioraffinering af biomasse	13
2.4	Totalt, teknisk eller økonomisk potentiale	16
2.5	Er biomasse en bæredygtig energikilde?.....	17
3.	Biomasse fra skov- og landbrug.....	18
3.1	Nuværende biomassepotentiale og -anvendelse	18
3.1.1	Mængden af biomasseproduktion i land- og skovbrug.....	18
3.1.2	Den økonomiske værdi af produktionen	18
3.1.3	Andel af biomassen der kan udnyttes til non-food	21
3.1.4	Import af biomasse	23
3.1.5	Andre biomasseressourcer	25
3.2	Fremtidige biomassepotentialer	26
3.2.1	Valg af biomasseafgrøder	26
3.2.2	Arealudvikling i landbruget	27
3.2.3	Muligheder for øget halmudbytte	27
3.2.4	Scenarier for øget biomasseudnyttelse	30
3.2.5	Skovenes bidrag til biomassescenarier	33
3.3	Hvad betyder rammevilkårene for omfanget af biomasseudnyttelsen?.....	34
3.3.1	Relevante biomassemarkeder for landbruget i dag	34
3.3.2	Rentabilitet i pileproduktion	35
3.3.3	Rentabilitet ved dyrkning af afgrøder til biogas	37
3.3.4	Biomasseproduktion som redskab til opfyldelse af miljømål.....	39
3.4	Udbudskurver for biomasse til energiproduktion i Danmark	40
3.4.1	Udbudskurver for biprodukter	41
3.4.2	Udbudskurver for biomasseafgrøder	43
3.5	Produktionsomkostninger i de primære erhverv ved øget biomasseproduktion	44
3.6	Samfundsøkonomiske konsekvenser af øget biomasseudnyttelse	45
3.7	Prisforhold ved import af biomasse.....	47
3.7.1	Omfang af import.....	47
3.7.2	Prisforhold mellem dansk og importeret biomasse	48
3.8	Hvilke jordarealer kan komme i spil til biomasseproduktion?	50
3.9	Potentiel foderproduktion ved bioraffinering af biomasse	51
4.	Bæredygtighed ved produktion og anvendelse af biomasse	54
4.1	Drivhusgasemissioner	54
4.1.1	CO ₂ -optagelse og -frigivelse fra biomasse.....	54
4.1.2	Andre drivhusgasemissioner tilknyttet biomasseproduktion og -anvendelse	56
4.1.3	Drivhusgasemissioner knyttet til produktion af kvælstofgødning	56
4.1.4	Drivhusgasbalancen ved forskellige biomasseudnyttelser.....	57
4.1.5	Drivhusgaseffekt af udnyttelse af efterafgrøder?.....	61
4.1.6	Samlet beregning af konsekvenser af forskellige biomassescenarier for jordens kulstofindhold.....	62
4.2	Betydning af fjernelse af biomasse for jordens mikrobielle aktivitet og jordkvalitet.....	65
4.2.1	Hvad er sammenhængen mellem biomasse og jordkvalitet?.....	65

4.2.2 Kvantitative og kvalitative sammenhænge mellem tilførsel af organisk stof og jordkvalitet	65
4.2.3 Kan jordkvaliteten opretholdes ved tilførsel af tungtomsætteligt kulstof?	67
4.3 Pesticidforbrug	68
4.3.1 Effekter af udnyttelse af husdyrgødning og halm	68
4.3.2 Effekter af omlægning af afgrødevalg	68
4.4 Næringsstofftab til vandmiljøet	73
4.4.1 Effekt af halmudnyttelse	73
4.4.2 Effekt af udnyttelse af husdyrgødning på næringsstofftab	73
4.4.3 Generelt om N-udvaskning fra husdyrgødning	74
4.4.4 Effekter af bioforgasning på N-tilgængelighed	74
4.4.5 N-udvaskningseffekt af afgang af husdyrgødning	75
4.4.6 Effekt af afgang af husdyrgødning for tab af fosfor	75
4.4.7 Betydning af kombineret bioforgasning og separation for kvælstofudvaskning og fosfortab	76
4.4.8 Betydning af udnyttelse af fiberfraktionen efter bioforgasning	77
4.4.9 Effekter af afgrødetyper til biomasseproduktion på næringsstofftab	77
4.4.10 Samlet beregning af konsekvenser af forskellige biomassescenarier for nitratudvaskning	80
4.5 Biodiversitet	83
4.5.1 Introduktion	83
4.5.2 Biomassehøst fra udyrkede arealer	83
4.5.2.1 Skove	83
4.5.2.2 Lysåbne naturarealer	84
4.5.2.3 Vejkanter, hegn, krat og andre småbiotoper	85
4.5.2.4 Biomassehøst fra udyrkede naturarealer og skove	86
4.5.3 Biomassedyrkning og høst på omdriftsarealer	86
4.5.3.1 Enårige afgrøder	86
4.5.3.2 Flerårige afgrøder	86
4.5.4 Dyrkningsintensitet, jordkvalitet og risiko for invasive arter	86
4.5.5 Sammenfatning af effekter på biodiversitet	88
4.6 Samlet oversigt over direkte effekter af ændret arealanvendelse til biomasseproduktion	88
4.7 Indirekte effekter af ændret arealanvendelse (iLUC)	90
4.8 Sammenligning af bæredygtighed ved udnyttelse af national kontra importeret biomasse	97
5. Biomasse fra danske havområder	100
5.1 Definition	100
5.2 Hvor meget tang udnyttes i dag?	101
5.3 Indholdsstoffer og energikonvertering	101
5.4 Hvor stort er potentialet for udnyttelse af tang i Danmark?	102
5.5 Bioraffinering af tang	105
5.6 Perspektiver for udnyttelse af tang	106
5.7 Miljøeffekter af tangproduktion	106
5.8 Økonomi ved tangproduktion	107
5.9 Udfordringer – produktion og rammevilkår for tangproduktion	109
6. Referencer	111

1. Sammen drag

I dansk land- og skovbrug høstes i dag ca. 18 mio. tons tørstof biomasse til foder, fødevarer, strøelse, energi m.m. Heraf anvendes ca. 3,5 mio. tons til energiformål. Der er en total ikke-fødevarer biomasseressource i land- og skovbrug på godt 9 mio. tons tørstof, som kan udnyttes til energi, men den teknisk og økonomisk udnyttelige mængde er mindre. Dertil kommer en række forskellige affaldsressourcer fra fødevarerindustri og husholdninger, som det dog har været vanskeligt at kvantificere præcist. Allerede i dag importeres desuden næsten 3 mio. tons træ til den danske energiforsyning, og importen er kraftigt stigende. Importen sker primært fra de baltiske lande samt Sverige og Tyskland. Men også fra Portugal og Liberia importeredes store mængder i 2011.

I fremtiden vil det være muligt at ændre dyrkningssystemerne i land- og skovbrug, således at en større andel af solens indstråling fikseres i biomasse. I forhold til typisk hvedeproduktion vurderes det muligt ca. at fordoble biomasseudbyttet per arealenhed. Alternativt kan der vælges andre kornsorter eller -arter med mere halm, og det vil være muligt at opsamle en større halmmængde ved modificering af høstudstyret. Det er sandsynligt, at en sådan modifikation vil være økonomisk rentabel, hvis markedet for halmudnyttelse øges. I scenarier, hvor ca. 9 % af landbrugsarealet (godt 200.000 ha) omlægges til mere højtydende biomasseproduktion, og der gennemføres andre teknologiske optimeringer, vurderes det muligt at levere mellem 8 og 10 mio. tons tørstof ud over de 3,5 mio. tons, der udnyttes i dag. De største udbytter vil kunne høstes i grønne afgrøder såsom græs og roer. Hvis der ønskes leverance af træbiomasse kan i stedet plantes pil eller poppel, og det vurderes, at der i så fald vil kunne leveres mellem 7 og 8 mio. tons tørstof yderligere biomasse. Disse potentialers udnyttelse er dog stærkt afhængige af bl.a. teknisk udvikling og prisrelationerne mellem biomasse og fødevarer.

Omlægningen af en del af det nuværende landbrugsareal til biomasseproduktion vil i første omgang reducere foder- og fødevarerproduktionen. Men ved udtræk af proteinindholdet i græs, roer, halm og frøgræs i en bioraffineringsproces inden den resterende lignocellulose udnyttes til bioenergi og/eller materialer, vil kunne produceres godt 1 mio. tons foder (tørstof). Det svarer omtrent til den nedgang i foderproduktionen, som vil ske ved omlægning af godt 200.000 ha landbrugsjord til biomasseproduktion. Hvis dette gennemføres, vil foderproduktionen i Danmark i højere grad komme til at bestå af proteinfoder (som i dag importeres) end af stivelse (energifoder) i korn.

Der er også et stort potentiale i biomasse fra havet (alger), men denne ressource er forholdsvis dyr, og dens udnyttelse vil afhænge af mulighederne for at udvinde højværdiprodukter samtidigt med energiproduktion. Kulhydraterne i algernes cellevægge udnyttes allerede som tilsætningsstoffer i fødevare-, farma-, biotek- og sundhedsindustrien. Pigmenterne fra tang udnyttes som farvestoffer i foder og fødevarer, som fluorescerende biomarkører og som antioxidanter. Andre bioaktive stoffer i tang har i de seneste år vist sig at være effektive mod bl.a. kræft, fedme, sukkersyge og hjertekarsygdomme. Igangværende projekter vil medvirke til at afklare potentialet for udnyttelse af tang.

Der knytter sig en række bæredygtighedsproblemstillinger til udnyttelse af biomasse til energi og andre non-food anvendelser, idet udtræk af biomasse fra agro-økosystemerne påvirker jordens kulstoflager, emission af drivhusgasser, den mikrobielle aktivitet i jorden, næringsstofomsætning og -tab m.m. Omlægning af fødevareafgrøder til biomasseafgrøder, der alene udnyttes til non-food formål, vil derudover påvirke den samlede fødevareproduktion og kan medføre indirekte arealændringer i andre lande som følge af markedsforskydninger (den såkaldte iLUC effekt). Indirekte arealændringer har også konsekvenser for fx drivhusgasemissioner, men omfanget er vanskeligt at kvantificere. Effekterne på miljø og natur af øget biomasseproduktion og -udnyttelse kan være både positive og negative, og det er nødvendigt omhyggeligt at vurdere enkelte biomassekæders effekter særskilt, idet man ikke kan udtale sig generelt om biomasseudnyttelsens effekt på en given bæredygtighedsparameter.

Et overblik over typiske effekter på udvalgte parametre for miljø, natur og indirekte ændringer i arealanvendelse (iLUC, indirect land use changes) er angivet i nedenstående kvalitative oversigt over udnyttelsen af forskellige restbiomasser og biomasseafgrøder (0 = uændret i forhold til referencen, + = øget i forhold til referencen, - = reduceret i forhold til referencen. Tegn i parentes betyder, at effekten er usikker, afhænger af typen af konverteringsproces eller af andre rammebetingelser).

Biomasse	Nitrat- udvaskning	Kulstofindhold i jord	Pesticid- forbrug	Biodiversitet	ILUC¹
Gylle ²	(-)	-	0	0	0
Halm ²	0	-	(-)	0	-/0
Skovningsrester ²	0	-	0	-	0
Husholdningsaffald til biogas ²	(+)	+	0	0	0
Makroalger (tang) ²	(+)	(+)	0	(+)	-/0
Efterafgrøder ²	(-)	-	0	0	0
Hvede helsæd ³	0	-	0	0	0/+
Majs helsæd ³	0	(-)	(-)	(-)	+
Roer ³	0	(-)	0	0	0/+
Rapsolie til non-food ⁴	0	0	0	0	+
Pil ³	-	+	-	+	+
Elefantgræs ³	-	+	-	(+)	0/+
Sædskiftekløvergræs ³	(-)	+	-	+	+
Skovrejsning ³	-	+	-	+	+
Ekstensivt vedvarende græs ³	-	+	-	+	+

¹Indirekte arealændringer

²Referencen er ikke at udnytte biomassen

³Referencen er et traditionelt kornrigt sædskifte

⁴Referencen er at anvende rapsolien til fødevareformål

Nogle væsentlige konklusioner for bæredygtigheden af biomasseudnyttelse er:

- Udnyttelse af restprodukter som halm og gylle reducerer ikke fødevareforsyningen, har dermed ikke en iLUC-effekt, og giver således en forholdsvis entydig positiv drivhusgaseffekt (når den producerede energi erstatter fossil energi). Men omfattende udnyttelse af disse restprodukter vil påvirke jordens kulstofpulje og mikrobielle aktivitet negativt, hvilket ikke vil være bæredygtigt i længden, hvis ikke omfattende kompensatoriske tiltag iværksættes.
- Omlægning af foder- eller fødevareafgrøder til afgrøder til decideret bioenergi-produktion kan reducere nationale miljøproblemer, såsom nitratudvaskning og pesticidforbrug samt øge biodiversiteten, hvis der vælges omlægning til flerårige afgrøder. Emissionerne af klimagasser vil også reduceres beregnet for en national vinkel, mens inddragelse af globale ændringer i arealanvendelsen i beregningen (fx skovfældning for at give plads til landbrug) kan reducere de positive effekter markant eller endda betyde samlet set negative effekter.

- Omlægning af nuværende landbrugsafgrøder til afgrøder med et større udbytte kan øge den samlede biomasseresource, uden at det behøver at øge miljøpåvirkningen per arealenhed. Hvis biomassen i en bioraffineringsproces omsættes til både foder, bioenergi og materialer, vil den nuværende foderproduktion i dansk landbrug kunne opretholdes, samtidig med at produktionen af bioenergi og materialer øges. Dette vil ikke give anledning til iLUC-effekter, eller i hvert fald mindske disse betydeligt. Denne mulighed er dog endnu kun teoretisk, da hele bioraffineringskæden endnu mangler udvikling til fuldt kommercielt niveau. Roer vil umiddelbart være den afgrøde, der kan sikre det højeste udbytte, nemlig ca. en fordobling i forhold til dagens udbytte af korn. Græsser kan formentlig på sigt opnå ligeså høje udbytter som roer og vil give mindre pesticidforbrug, større kulstoflagring, mindre nitratudvaskning og forbedret biodiversitet i forhold til roer.
- Driftskalkuler viser, at der både for afgrøder til biogas (fx majs og græs) og for energipil kan opnås fornuftig rentabilitet for landmanden sammenlignet med traditionel kornproduktion. Der er dog stadig en del barrierer for produktion af biomasse til energi. Det kan være tekniske barrierer såsom dannelse af flydelag og ammoniakhæmning ved brug af græs i biogasanlæg, eller strukturmæssige såsom den lange binding af arealerne ved plantning af energipil. Bioraffinaderier skal bruge store mængder biomasse, hvilket synes teknisk muligt, men ikke er demonstreret i praksis endnu. Etablering af en bioraffinaderisektor baseret på øget dansk produktion af biomasse forventes at medføre en betydelig meromsætning og en øget beskæftigelse i Danmark. Dette er i modsætning til øget import af træpiller, der ikke giver nævneværdig meromsætning i Danmark. Import af biomasse har en transportomkostning, som kan være betydelig i forhold til den samlede drivhusgasbalance. Det skal dog bemærkes, at skibstransport er meget energioekonomisk, og derfor kan interkontinental transport med skib være mere effektiv end lastbiltransport fra Øst- eller Sydeuropa.
- Udnyttelse af tang fra havet vil kunne recirkulere nogle af de næringsstoffer, som udvaskes fra landbrugsjorden til havet. Dyrkning af tang fortrænger ikke eksisterende fødevarerproduktion (kan dog ved stort omfang konflikte med fiskeri), og kan tværtimod bidrage med foder og materialer. Udfordringen for udnyttelse af tang er således primært praktisk og økonomisk, nemlig at udvikle håndterbare og profitable produktionskæder.

2. Indledning

2.1 Biomasseudnyttelse i dag

Fra dansk land- og skovbrug udnyttes i dag biomasse til non-food anvendelse, primært energi, i et betydeligt omfang, og denne udredning gennemgår mulighederne for at øge udnyttelsen yderligere. Derudover er der et potentiale for at udnytte biomasse fra havet, hvilket sker i begrænset omfang i dag, til produktion af fødevarer og evt. højværdiprodukter. En større udnyttelse af alger til energi undersøges forskningsmæssigt, og foreløbige resultater vil blive gennemgået.

I land- og skovbrug findes en række biprodukter, som kan anvendes til energi og bioraffinering, og som ellers ikke vil blive anvendt. Det drejer sig primært om halm (hvoraf en del dog anvendes til foder og strøelse), husdyrgødning og træflis. Hvis det ønskes at fastholde den nuværende produktion af fødevarer og gavntre i Danmark, er det på kort sigt ikke muligt at øge biomasseanvendelsen til energi væsentligt ud over biproduktanvendelsen.

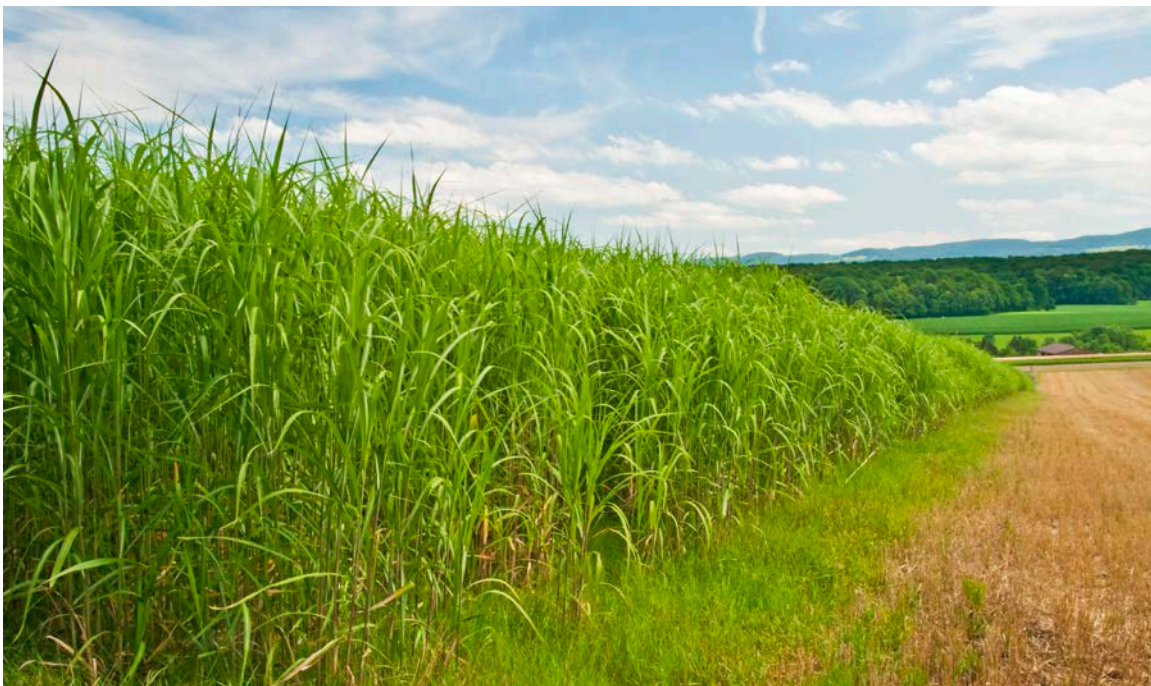
2.2 Biomasseudnyttelse i fremtiden

Hvis der fortsat kan opnås effektivitetsforbedringer i afgrødeudbytter og foderudnyttelse i dansk landbrug, vil det være muligt at fastholde fødevareproduktionen og samtidig ”frigøre” en del af landbrugsarealet, der kan anvendes til veje og byudvidelse, natur (fx bræmmer langs vandløb), skovrejsning eller biomasseafgrøder. Figur 1 viser et eksempel på en mulig arealudvikling frem til 2050 (Dalgaard et al., 2011), idet der er antaget en lineær fremskrivning af de seneste års effektivitetsforbedringer i både plante- og husdyrproduktion samt af arealomlægning til byer, veje og skov (1.900 ha/år skovrejsning og 7.000 ha/år til byudvikling og veje). Der er også taget hensyn til en fordobling af det økologiske areal (med et udbytte på 60 % af konventionelt dyrket areal) samt en udtagning af 5.000 ha/år frem til 2020 af hensyn til miljøregulering. Sidstnævnte svarer ca. til de allerede udtagne randzoner, og yderligere udtagning af miljø- og naturhensyn vil reducere det ”ledige” areal til biomasseproduktion.

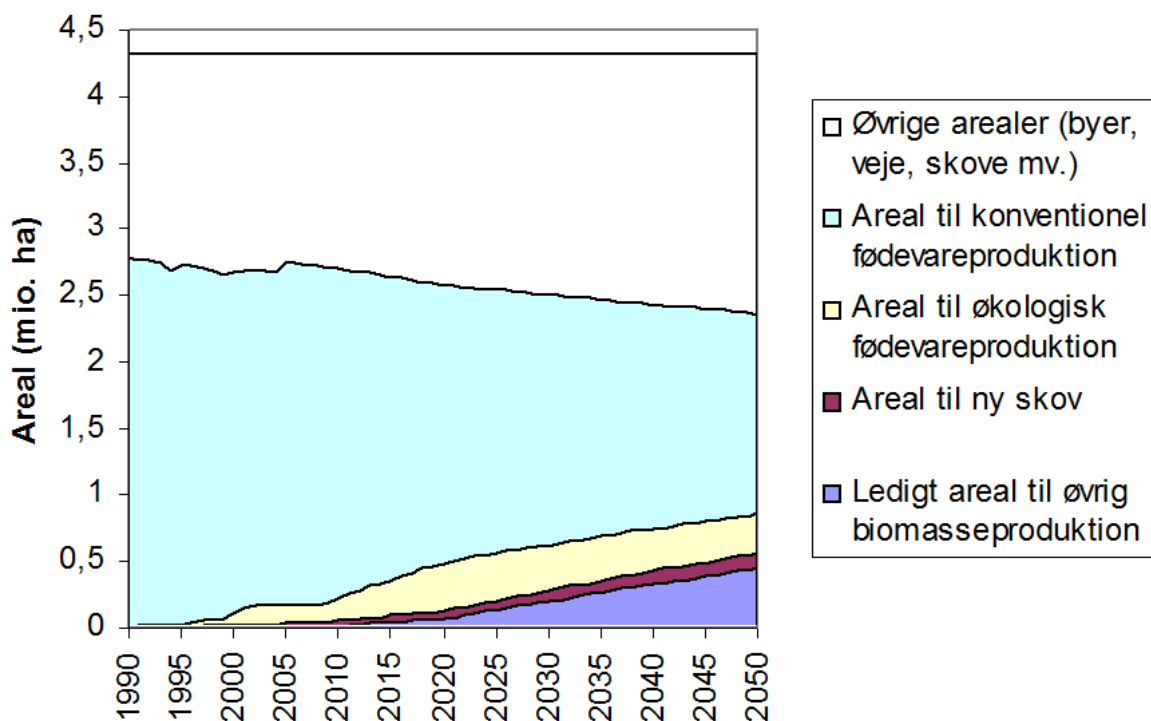
Det er sandsynligt, at effektivitetsforbedringer i den eksisterende landbrugsproduktion kan fortsættes endnu en periode, men det er tvivlsomt, om de kan fortsættes uden grundlæggende teknologiskift frem til 2050. Et teknologiskift, der vil kunne øge produk-

tiviteten i den primære planteproduktion væsentligt, vil være at skifte nogle af de eksisterende korn- og olieafgrøder ud med afgrøder, der udnytter en større del af årets solindstråling. Dagens kornproduktion betyder nemlig, at der i perioden fra ca. medio juli til oktober ikke sker nogen fotosyntese af betydning, idet kornet modner, høstes og gensås i den periode. Og da det er en periode med gode vækstbetingelser i form af høj indstråling og temperatur, betyder det, at det potentielle udbytte kan øges med op til 70 %, hvis hele vækstsæsonen udnyttes (Jørgensen et al., 2012).

Dertil kommer muligheden for i stigende grad at udnytte afgrøder med C_4 -fotosyntese, der under varme forhold omdanner solens indstråling ca. 30 % mere effektivt til biomasse end C_3 -afgrøder (Heaton et al. 2008). Majs er foreløbigt den eneste udbredte afgrøde i Danmark, som benytter C_4 -fotosyntese, der er særdeles udbredt under tropiske forhold, mens C_3 -fotosyntesen dominerer under tempererede forhold. Elefantgræs er et eksempel på en C_4 -afgrøde, der i naturen gror i tempererede områder i Japan, Kina og Rusland og har vist sig at have en meget kuldetolerant fotosyntese (Wang et al 2008). Sammenlignende forsøg med majs og elefantgræs i Illinois har således vist 60 % højere biomasseproduktion i elefantgræs som følge af udnyttelse af en større del af vækstsæsonen (Dohleman & Long 2009).



Elefantgræs. Foto Colourbox.



Figur 1. Udvikling i arealanvendelsen i Danmark frem til 2009 samt fremskrivning fra 2010 til 2050 under forudsætning om uændret fødevareproduktion (Dalgaard et al., 2011).

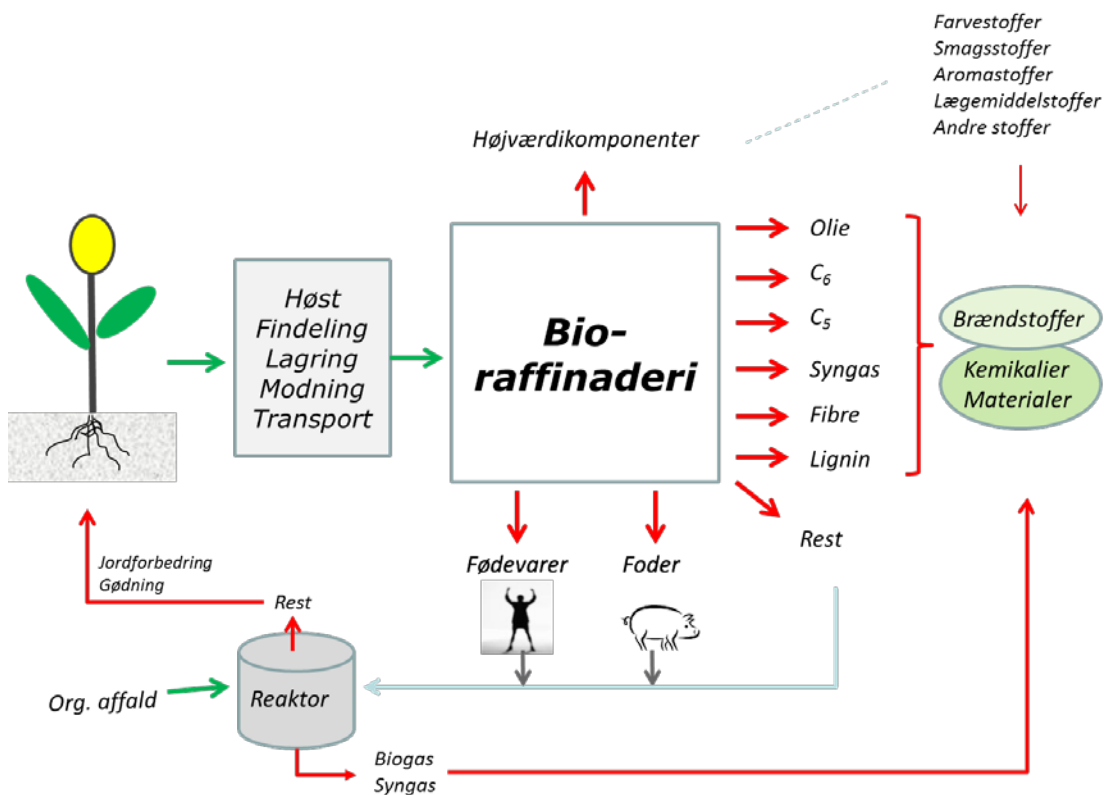
2.3 Muligheder for bioraffinering af biomasse

Hvis de arealer, der omlægges til mere produktive afgrøder, omsættes helt til bioenergi, vil det medføre en reduceret fødevareproduktion. En mulighed er dog at udnytte de højt-ydende afgrøder i bioraffinaderier, hvor der kan udvindes foder, primært protein, af de grønne afgrøder, inden lignocellulosen udnyttes til bioenergi eller materialer. Men disse teknologier er endnu kun udviklet i pilotskala (Ecker et al., 2012). Hvis det lykkes at udvikle kommercielt bæredygtige grønne bioraffinaderier, der bl.a. producerer foder af det øgede udbytte, er der potentiale for at øge biomasseressourcen til bioraffinering uden at reducere fødevareproduktionen. I den strategiske forsknings- og innovationsplatform, BIO-VALUE, igangsat i 2013, vil der blive forsket og udviklet i hele kæden omkring grøn bioraffinering. DCA igangsætter fra 2014 en bioraffineringsplatform, der opbygger forskningsfaciliteter på både langsigtede dyrkningsaspekter, udtrækning af protein og konvertering til biobrændstof.

I dag dyrkes de enkelte afgrøder typisk med henblik på én bestemt anvendelse som for eksempel græs og grøntfoder som foder til kvæg eller hvede som foderhvede til svin eller brødhvede til melfremstilling. Ved bioraffinering skabes der mulighed for gennem forskellige procesforløb at isolere og frigøre de enkelte indholdsstoffer i planterne og derved give mulighed for at anvende biomassen til en lang række formål, hvoriblandt kan være højværdiprodukter. Der er således tale om en integreret anvendelse af biomassen til fødevarer, foder, ingredienser, fibre, materialer, kemikalier og energi. Det giver mulighed for at erstatte forskellige fossile råstoffer.

Den enkleste og i dag mest udbredte form for bioraffinering af plantebiomasse er produktion af flydende brændstoffer (bioethanol), hvor der er både 1. og 2. generationsteknologier. I begge tilfælde produceres der både bioethanol og et proteinholdigt restprodukt, der kan anvendes til foder. Der har gennem en årrække været gennemført en intens forsknings- og udviklingsindsats med det formål at kommercialisere mere integrerede bioraffinaderikoncepter, men der er pt. meget få fuldskalaerfaringer. Der tales om forskellige raffineringsspor og -platforme med baggrund i forskellige former for biomasse (grøn, gul, brun og blå).

I figur 2 er illustreret et eksempel på bioraffinering af grøn biomasse (fx græs og kløver), hvor der i første procestrin kan isoleres proteiner og mineraler, der kan anvendes i foder. Lignocellulosen bliver i næste trin separeret i lignin, der kan forbrændes til energi eller videreforarbejdes til salgbare produkter, fx vanillin. Kulhydraterne (cellulose og hemicellulose) kan i efterfølgende trin gennemgå katalytiske processer eller fermenteringsprocesser, hvor der produceres forskellige biokemiske og kemiske stoffer, der kan erstatte fossile råstoffer. I hvert procestrin øges værditilvæksten, men da der som nævnt ikke er fuldskala kommercielle erfaringer at bygge på, er det endnu ikke muligt at beregne det kommercielle økonomiske potentiale for et sådant grønt bioraffinaderi.



Figur 2. Skitse af ideen i bioraffinering af afgrøder.

2.4 Totalt, teknisk eller økonomisk potentiale

I projektet ”+10 mio. tons planen” (Gylling et al., 2012) er der skitseret en nettoreduktion af arealet med decideret fødevareproduktion med ca. 9 % ved omlægning til biomasseafgrøder. Det er dette omfang af omlægning, der regnes på i nærværende udredning, når der er tale om produktion af deciderede biomasseafgrøder, da den traditionelle fødevareproduktion fra korn og frø må forventes fortsat i en årrække at spille en central rolle.

Biomassepotentialer kan opgøres på mange måder, og det er vigtigt at holde sig for øje, hvilket niveau en given analyse er gennemført på. Tre væsentlige niveauer, som dog ikke kan afgrænses skarpt, er:

- Det fysiske eller totale potentiale - al biomassen
- Det tekniske potentiale - den teknisk realistiske udnyttelse
- Det økonomiske potentiale – det, som det kan betale sig at udnytte.

Alle størrelser kan ændre sig som følge af rammebetingelser og udvikling over tid. Det fysiske potentiale vil afhænge af klimaændringer, afgrødevalg, naturfredning m.m. Det tekniske potentiale vil afhænge af den biologisk-tekniske udvikling. Og det økonomiske potentiale vil være stærkt afhængigt af priser på fossil energi og fødevarer, CO₂-afgifter og af den tekniske udvikling.

Det er også vigtigt at bemærke, at de potentielle ressourcer (både det totale og det tekniske), som beskrives i det følgende, skal forstås som gennemsnit over en tidsperiode. Der kan således være betydelige variationer fra år til år i fx halmudbytte. Selv med den betydelige uudnyttede ressource af halm der stadig er, opstod der problemer med halmforsyningen i 2011-12 efter en meget våd sommer og efterår i 2011. På danske fjernvarmewærker manglede således ca. 25 % af den planlagte halmmængde (Rasmussen, 2011), hvilket gav anledning til stigning i varmeprisen flere steder, fordi der i stedet måtte fyres med naturgas og halmpiller. Af hensyn til forsyningssikkerheden er man derfor enten nødt til at have supplerende energikilder til år med mindre biomasseressourcer eller nøjes med at satse på en mere begrænset biomasseudnyttelse, der kan dækkes også i år med mindre ressourcer.

2.5 Er biomasse en bæredygtig energikilde?

Bioenergi opfattes i nogle sammenhænge som en CO₂-neutral og mere eller mindre forureningsfri energiform, og det er ofte alene beregninger af effekten af den direkte substitution af fossil energi med biomasse, der har ligget til grund for bioenergipolitik, fx i EU's VE-direktiv. I videnskabelige kredse har denne opfattelse dog længe været mere nuanceret (Bessou *et al.*, 2010; Hall & Scrase, 1998). Den forsimplede positive opfattelse af bioenergi har mødt kraftig kritik, specielt for visse biomassetyper og konverteringsformer til bioenergi, efterhånden som betydningen af afledte effekter på fx jordens kulstofindhold, emission af andre drivhusgasser og indirekte arealændringer er blevet analyseret (Concito, 2011; EEA, 2011; Skøtt, 2011; Fargione *et al.*, 2008; Tonini & Astrup, 2012). Det er dog meget vigtigt at analysere effekterne af forskellige bioenergikæder særskilt, således at det er muligt at arbejde videre med de biomasseanvendelser, der kan give positive effekter på klima, miljø og natur, mens de anvendelser, der ikke bidrager positivt eller endda kan have negative effekter, udfases (Jørgensen & Olesen, 2011; Tilman *et al.*, 2006; Tilman *et al.*, 2009).

Principielt kan alle afgrøder udnyttes til energi – nogle er bedre egnede til bestemte konverteringsformer end andre. De forskellige afgrøders miljømæssige og økonomiske bæredygtighed kan derimod variere meget. Ved vurdering af effekter på klima, miljø og natur af at ændre fra dyrkning af nuværende landbrugsafgrøder til dyrkning af biomasseafgrøder er det vigtigt at skelne mellem de direkte effekter af arealændringen, beregnet for det aktuelle areal (direct land use changes, dLUC) (Hamelin *et al.*, 2012), og afledte effekter som følge af reduceret fødevareproduktion på det omlagte areal og deraf induceret ny fødevareproduktion et andet sted på kloden (indirect land use changes, iLUC) (Tonini & Astrup, 2012; Tonini *et al.*, 2012). De afledte effekter kan via markedsforskydninger foregå overalt på kloden. De direkte effekter er nemmere at kvantificere og er ofte dem, der har lokal betydning og bliver indregnet i nationale politiske mål. Det er således dem, vi har fokuseret på i den generelle gennemgang af de enkelte miljøeffekter. De indirekte effekter, som kan være meget store og helt afgørende for en overordnet bæredygtighedsbetragtning, behandles i et særskilt afsnit.

3. Biomasse fra skov- og landbrug

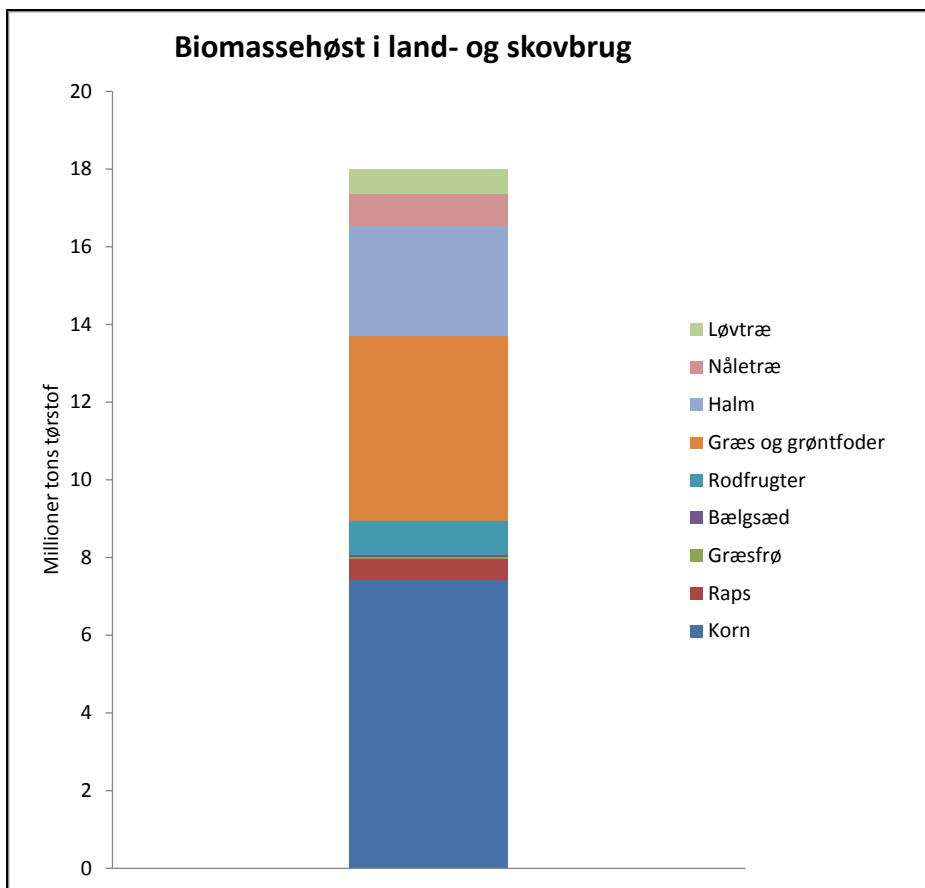
3.1 Nuværende biomassepotentiale og -anvendelse

3.1.1 Mængden af biomasseproduktion i land- og skovbrug

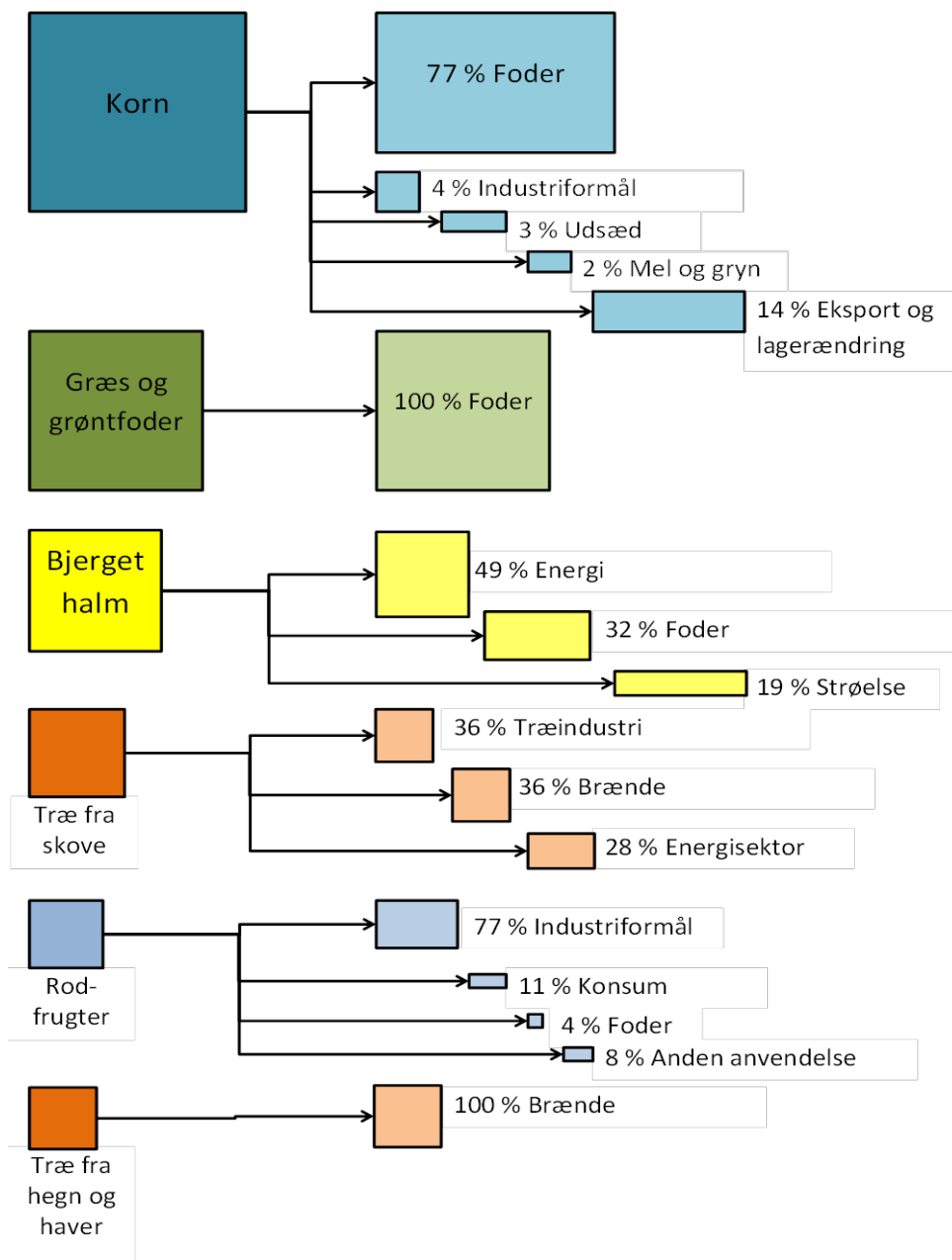
Totalt høstes ca. 18 mio. tons biomasse i dansk land- og skovbrug i form af fødevarer, træ til industriel anvendelse, brænde, halm til strøelse og energi m.m. (figur 3). Dertil kommer uudnyttede ressourcer i form af husdyrgødning, halm som nedmuldes, uudnyttet ekstensivt græs m.m. Desuden udnyttes en del træ fra haver, hegn o.l., og det vurderes med stor usikkerhed, at der herfra i alt udnyttes 0,7 mio. tons tørstof (Bentsen et al., 2012). Hvordan den høstede biomasse bliver udnyttet i dag er illustreret i figur 4 med de væsentligste kilder og anvendelser. Det er værd at bemærke, at den største del af dansk landbrugs planteproduktion går til foder, og en lidt mindre del går til anden jordbrugs-mæssig eller industriel anvendelse, mens kun en lille del går direkte til konsum. For rodfrugter (kartofler og roer) er billedet dog anderledes, idet knapt 60 % af kartoffelproduktionen går til stivelsesproduktion, og godt 30 % går direkte til konsum i form af spisekartofler. For roernes vedkommende går omkring 95 % af produktionen (fabriksroer) direkte til sukkerproduktion, mens godt 5 % af produktionen går til foder (foderroer).

3.1.2 Den økonomiske værdi af produktionen

Produktionsværdien (2010) af de mængdemæssigt største vegetabiliske produktioner i landbruget (korn, græs og grøntfoder, bjærget halm og rodfrugter) er på godt 16 mia. kr. og udgør omkring 75 % af produktionsværdien af den samlede vegetabiliske produktion i landbruget. Korn udgør ca. 9,4 mia. kr., og græs og grøntfoder udgør ca. 4,3 mia.kr., halm til fyring udgør ca. 0,5 mia. kr. Den samlede produktionsværdi for skovbruget (2010) kan opgøres til 0,8 mia. kr., hvoraf brænde, flis og andet energitræ udgør ca. 0,18 mia. kr. (www.statistikbanken.dk).



Figur 3. Biomassehøst fra land- og skovbrug i Danmark i 2010 (Gylling et al., 2012).



Figur 4. Anvendelsen af de mest betydelige fraktioner af primær biomasseproduktion i Danmark i dag (Gylling et al., 2012).

3.1.3. Andel af biomassen der kan udnyttes til non-food

Det er kun en hypotetisk mulighed at udnytte de godt 20 mio. tons tørstof fra den nuværende høst i skov- og landbrug samt fra hidtil uudnyttede ressourcer til energi og anden ikke-fødevarer-anvendelse, da fødevarerproduktion fortsat må forventes at være centralt for dansk landbrug. Med den nuværende landbrugsstruktur, hvor landbrugsproduktionen primært anvendes til foder, og hvor der til bioenergi hovedsageligt anvendes restbiomasse i form af halm og husdyrgødning, er den totale biomasse mængde, der potentielt kan udnyttes, godt 9 mio. tons tørstof (tabel 1). Dette totale potentiale skal sammenlignes med biomasseudnyttelsen til energi i 2009 på godt 3,5 mio. tons tørstof.

Skovressourcen er i beregningen i tabel 1 ikke antaget udnyttet yderligere, selvom det i dag vurderes, at kun 1,5 mio. tons udnyttes ud af en årlig tilvækst på 2,4 mio. tons tørstof (Gylling et al., 2012). Denne mertilvækst bidrager således til ønsket om en øget lagring af kulstof i danske skove (Bentsen et al., 2012). Den præcise størrelse af tilvæksten i skov er p.t. usikker, og det er uafklaret, hvor meget vedmassen i skovene ønskes øget, og de to faktorer efterlader et ret usikkert spillerum til at øge hugsten i skovene her og nu.

Tabel 1. Total biomasseressource til potentiel non-food-udnyttelse (mio. tons tørstof) og biomasseudnyttelsen i 2009 under antagelse af, at der ikke gennemføres ændringer i dagens dyrkningssystemer, høstteknologi eller omfang af fødevarerproduktion. Halm til foder og strøelse er fratrasket den potentielle halmressource.

Biomasse	Total biomasse-ressource	Udnyttet til energi 2009
Halm fra korn	2,69	1,34
Halm fra raps	0,46	0,10
Frøgræshalm	0,59	0,15
Energiskov (pil og poppel)	0,04	0,04
Rapsolie til energi	0,13	0,13
Husdyrgødning	3,59	0,18
Småskove, hegn og haver	0,70	0,70
Eksisterende skov (2010)	0,93	0,93
Mio. tons tørstof i alt	9,02	3,56

Biomasseressourcerne i 2009 er beregnet med følgende forudsætninger, idet yderligere detaljer er beskrevet i Kristensen & Jørgensen (2012):

- Halmudbytter per ha stammer fra Danmarks Statistik og arealer med korn og raps stammer fra det Generelle LandbrugsRegister (GLR)
- Mængde og udnyttelse af frøgræshalm er baseret på Gislum og Boelt (2012)
- Udbyttet af energiskov antages at være 8 t/ha tørstof årligt
- Det antages, at 60 % af den danske rapsolieproduktion anvendes til biodieselproduktion, men der findes ikke statistik herfor
- Mængden af husdyrgødning er beregnet på basis af N-indhold ifølge gødningsregnskaber samt normtal for husdyrgødning
- Skovressourcen er baseret på Bentsen et al. (2012).

I forhold til det totale potentiale på godt 9 mio. tons tørstof fra eksisterende biomasse-ressourcer, har Gylling et al. (2012) beregnet et teknisk potentiale for 2020 på godt 7,5 mio. tons tørstof, idet der dels er indregnet en løbende arealreduktion i landbruget, effektivitetsforbedringer i foderudnyttelsen (betyder at husdyrgødningsmængden reduceres), og dels at det ikke vil være teknisk og økonomisk relevant at udnytte alle ressourcer fuldt ud. Det antages således, at 87 % af halmen udnyttes til foder, strøelse og energi og at 71 % af husdyrgødningen udnyttes (Kristensen & Jørgensen, 2012). Hvor stor en andel, der reelt vil kunne udnyttes, vil afhænge kraftigt af både økonomiske rammevilkår (både prisen på halm og på kerne vil influere på landmandens incitament til at bjærge halm til energi) og af teknisk udvikling af høstudstyr og energiteknologi. Fx er det tænkeligt, at halm med fordel i stigende omfang vil kunne udnyttes til biogasproduktion, og at denne anvendelse ikke kræver, at halmen er ligeså tør som til direkte forbrænding (Skøtt, 2012a). Det vil dels kunne medføre et yderligere markedspotentiale for halmen, dels at en større del af den vanskeligt bjærgbare (fugtige) halm kan udnyttes. Med de store usikkerheder, der er knyttet til beregning af et teknisk potentiale, finder vi det ikke relevant at angive et andet bud på det tekniske potentiale i dag end det ovenfor angivne for 2020 på godt 7,5 mio. tons tørstof.

3.1.4. Import af biomasse

Ud over dansk biomasse importeres i stigende omfang biomasse til den danske energisektor (tabel 2). Den samlede import af bioenergi er steget kraftigt fra 2,5 PJ i år 2000 til 42,4 PJ i år 2011 (Energistatistik, 2011). Det er især importen af træpiller, der stiger voldsomt og i 2011 udgjorde 27,7 PJ, men også importen af flydende biobrændstof (bio-diesel og bioethanol) er steget betydeligt fra 2010 til 2011 og udgør nu 5,5 PJ.

Importen af træ er stærkt stigende og var i 2011 på 2.753.318 tons friskvægt (Danmarks Statistik). Det var specielt importen af brænde, træflis og træpiller, der var steget, mens importen af træbriketter i 2011 var knapt 155.000 tons, og således ser ud til at være svagt faldende. En nærmere analyse af tallene fra 2011 viser, at de store eksportlande af brænde til Danmark er Sverige, de baltiske lande og Tyskland (tabel 3). Liberia var i 2011 største eksportør af træflis til Danmark efterfulgt af ovennævnte eksportlande for brænde. Eksporten af træpiller domineredes af de baltiske lande, men også Portugal og Rusland eksporterede betydelige mængder til Danmark i 2011.

*Tabel 2. Import af biomasse (friskvægt) som gennemsnit af årene 2009-11.
Fra www.statistikbanken.dk.*

	tons/år
Brænde	263.681
Træflis	235.817
Træpiller	1.360.956
Briketter	167.225
I alt	2.027.679

Tabel 3. Oversigt over lande, hvorfra Danmark importerede brænde, træflis og træpiller (ton friskvægt) i 2011. Fra www.statistikbanken.dk.

Land	Brænde	Træflis	Træpiller
Antigua og Barbuda	0	0	705
Argentina	0	0	565
Belgien	2.238	210	231
Brasilien	0	6	0
Bulgarien	55	3	3
Canada	0	0	18.243
Cypern	1	9	102
Den Tjekkiske Republik	683	227	517
Estland	8.029	45.818	360.210
Finland	281	134	57.620
Frankrig og Monaco	17.561	15.547	606
Grækenland	12	7	8
Hongkong	0	0	0
Hviderusland	222	0	23.603
Indonesien	0	0	493
Irland	297	9	135
Italien	377	155	814
Kina	0	0	0
Letland	55.333	48.258	418.644
Liberia	0	75.601	0
Litauen	35.483	6.861	114.369
Luxembourg	912	0	78
Malaysia	422	0	0
Malta	1	0	0
Nederlandene	10.340	5.679	40.522
New Zealand	0	0	0
Norge	36	141	189
Pakistan	0	0	22
Polen	28.880	11.167	104.566
Portugal	33	2	242.887
Rumænien	37	241	9
Rusland	23.850	2.400	194.173
Saudi Arabien	0	0	22
Slovakiet	1	26	2
Slovenien	208	3	2
Spanien	2.414	9.051	6.690
Storbritannien	9.719	3.342	19.374
Sverige	68.144	72.623	135.207
Vietnam	0	0	24
Thailand	518	0	49
Tyskland	24.381	37.111	179.329
Ukraine	4.049	0	10.246
Ungarn	116	59	117
USA	0	3	38.307
Østrig	82	86	458
I alt	294.714	334.781	1.969.141

3.1.5. Andre biomasseressourcer

Ud over biomasse fra land- og skovbrug kan organisk affald fra husholdninger og industri udnyttes til energi, og endelig kommer et potentiale fra havet (kaldet "den blå biomasse"). Sidstnævnte er endnu under udvikling og analyse og gennemgås i et særskilt afsnit. Afsnittet omhandler makroalger (tang), der foreslås dyrket på liner i havet. Det er også muligt at dyrke mikroalger, hvilket kan gennemføres enten i lukkede anlæg eller i åbne damme. I Danmark er der gennemført forsøgsdyrkning i åbne, udendørs damme, hvilket antyder en årlig potentiel produktion på ca. 18 tons/ha tørstof (Nielsen, 2012). Det svarer således omtrent til udbyttet ved effektiv landbaseret afgrødeproduktion (jf. tabel 5) og til udbyttet ved makroalgeproduktion i havet (se afsnit 4). Et lukket system til algeproduktion i spildevand etableres nu ved Kalundborg (Skøtt, 2012b).

Affaldsressourcen er vanskelig at opgøre, da den er mangeartet, noget anvendes direkte til energi i forarbejdningsindustrien (fx affaldstræ) og andet næppe omfattes af statistik. I tabel 4 er angivet de ressourcer, der indgår i den officielle affaldsstatistik fra Miljøstyrelsen.

Tabel 4. Organiske affaldsressourcer i 2009. Bemærk at tørstofindholdet ikke er kendt. Fra Bentsen et al. (2012).

Affaldstype	Mio. tons friskvægt
Affald der forbrændes	2,9
Træ der forbrændes	0,5
Papir og pap der genanvendes	0,7
Madrester der genanvendes	0,2
Grene, blade, græs til kompost	0,8
Træ til spånplader	0,1
Slam til biogas	0,6
Slam der forbrændes	0,3

Ressourcerne i tabel 4 er, så vidt vi har kunnet udrede, alene de ressourcer, der håndteres i det deciderede affaldshåndteringssystem. Dertil kommer en betydelig ressource, som enten anvendes direkte i de industrier, som frembringer affaldet, eller som handles imellem industrier, herunder en betydelig anvendelse til foder. I en opgørelse for fødevarereindustrier i Region Midtjylland er i alt påvist en ressource af restprodukter på ca.

150.000 tons tørstof (Poulsen, 2011). Disse ressourcer synes ikke at fremgå af Miljøstyrelsens affaldsstatistik (tabel 4), og hvis der er ligeså meget i andre regioner, vil der være op imod 1 mio. tons tørstof til potentiel bioraffinering fra fødevareindustrien. Energistatistikken (2011) angiver en anvendelse af ca. 2,4 PJ danske træpiller og 7,5 PJ træaffald, svarende til i alt ca. 0,7 mio. tons, som næppe heller indgår i affaldsstatistikken. Dette område bør analyseres nærmere.

3.2 Fremtidige biomassepotentialer

3.2.1. Valg af biomasseafgrøder

Som beskrevet i indledningen, vil det være muligt at øge udbyttet af biomasse per arealenhed via en mere effektiv udnyttelse af solens indstråling. I tabel 5 er angivet nogle forventede udbytter af forskellige afgrøder i 2020, hvoraf nogle indgår i analyserne i ”+10 mio. tons planen” (Gylling et al., 2012).

Tabel 5. Eksempler på forventede tørstofudbytter i 2020 (udbyttet i 2012 i parentes) af forskellige afgrøder, der kan anvendes til energi eller bioraffinering. Baseret på Danmarks Statistik, Kristensen & Jørgensen (2012) og egne vurderinger. Der er tale om gennemsnit over jordtyper og klimaforhold i Danmark, så der kan være betydelig variation fra mark til mark.

Afgrøde	Udbytte per ha, tons tørstof
Hvede (kerne + halm)	10 (9)
Majs helsæd	12 (11)
Roer (rod + top)	19 (18)
Slætgræs	15 (9)
Ekstensivt græs på lavbund	3 (3)
Elefantgræs, efterårshøst	16 (14)
Elefantgræs, forårshøst	9 (7)
Pil	12 (8)
Skovrejsning, blandet løv	4 (4)

3.2.2. Arealudvikling i landbruget

I fremskrivningen til Klimakommissionen (Dalgaard et al., 2011) forventes i de nærmeste år en reduktion i det samlede landbrugsareal på ca. 12.500 ha årligt, mens den nuværende fødevareproduktion forventes at kunne opretholdes ved en nedgang i fødevarearealet på ca. 20.400 ha årligt som følge af produktivitetsstigninger. Det medfører, at der årligt vil "frigøres" knapt 8.000 ha fra fødevareproduktion, som kan anvendes til biomasseproduktion. Det årligt frigjorte areal forventes at falde over tid og der er betydelig usikkerhed knyttet til vurderingen, der afhænger af i hvor høj grad udbyttestigning kan gennemføres under gældende miljørestriktioner (fx N-kvoter), af betydningen af klimaændringer samt af graden af omlægning til økologi og naturarealer (fx bræmmer). Et frigjort areal på 7.000 ha vil ved omlægning til biomasseproduktion årligt kunne øge den tilgængelige biomasseressource med 70-140.000 tons tørstof ved udbytter på mellem 10 og 20 tons/ha tørstof af højtydende biomasseafgrøder, jf. tabel 5.

3.2.3. Muligheder for øget halmudbytte

Der er også muligheder for at øge eller udnytte de eksisterende biomasseressourcer bedre. Således ser det ud til at være muligt at vælge kornsorter med højere halmudbytter (op til 57 % højere), uden at det behøver at gå ud over kerneudbyttet (Larsen et al., 2012a). Der er dog en risiko for øget lejesæd knyttet til disse sorter med længere strå, men under de nuværende stramme N-gødskningsregler ser det ikke ud til at være et væsentligt problem (Morten Haastrup, personlig meddelelse).

Det er også muligt at øge halmudbyttet ved at skifte kornart, idet triticales og rug har større totaludbytte af biomasse end hvede, selv ved lavere N-gødskning (Jørgensen et al., 2007). Og nye forsøgsresultater i Landsforsøgene viser stigende konkurrencedygtighed for triticales som svinefoder i forhold til hvede selv på gode jorde (Morten Haastrup, personlig meddelelse). Triticales har således næsten ligeså god energiværdi som hvede (henholdsvis 110 og 114 FE/100 kg korn) og et højere indhold af råprotein (Søren Krogh Jensen, Personlig meddelelse). Et skifte fra hvede til triticales eller rug vil formentlig reducere pesticidforbruget, som følge af større konkurrencevæne overfor ukrudtet og mindre forekomst af sygdomme (Per Kudsk, personlig meddelelse).

Kornhøst og halmbjærgning kan optimeres, så en mindre del af den producerede halm efterlades på marken. Specielt de små dele som avner og blade bjærges ikke i dag. En væsentlig årsag hertil er, at ved høst med traditionel mejetærsker, blæses avner og småhalm fra soldene ud på marken før halmen fra halmrysterne, således at fraktionen med avner og småhalm ligger under selve halmstrengen. Den type pick-up, der anvendes til efterfølgende opsamling og presning af halmen, er ikke egnet til at medtage avner og småhalm, som ligger direkte på jorden. Ved at anvende et udstyr som opsamler avner, emter, bladdele og spildkorn fra mejetærskerens soldkasse og herefter transporter materialet op og lægger det oven på halmstrengen, er det muligt at bjærge en væsentlig del af denne fraktion. Ifølge Landskontoret for Planteavl (1994) gav metoden en forøgelse af de bjærgede halmmængder på 12-18 % i vårbyg og 20 % i vinterhvede.

En ombygning af en konventionel rystemaskine anslås at ville koste 10.000 – 20.000 kr. En større mejetærsker vil i dag typisk høste omkring 400 ha korn årligt, svarende til en halmmængde i størrelsesordenen 1.800 tons (afhængig af art og udbytteneiveau). Antages det, at den bjærgbare mængde kan øges med 15 % svarer det til 270 ton halm ekstra. Hvis værdien af halmen sættes til 8 øre på skår, svarer det til en årlig merindtægt på knapt 22.000 kr. som skal dække forrentning og afskrivning af ombygningen. Da der ikke forventes særlige yderligere driftsomkostninger, vil en sådan ombygning være rentabel, forudsat at der er efterspørgsel på halmen.

Til høst af korn og frøafgrøder anvendes næsten udelukkende traditionelle mejetærskere. Mejetærskeren er konstrueret til at bjærge kerne eller frø, og det er en dyr maskine. Teknikken har visse begrænsninger specielt ved høst af fugtige afgrøder. På den baggrund har det været forsøgt at udvikle billigere høstteknologier med høj kapacitet, herunder også teknologi, hvor fokus er på bjærgning af hele afgrøden inklusiv halmfraktionen i højest mulig kvalitet.

Ribbehøst er en af de teknologier, som giver mulighed for en fleksibel halmbjærgning og mulighed for at bjærge en større del af afgrøden. Høstprincippet i et ribbebord er en rotor med fingre, som bevæges op gennem afgrøden og river kerner, blade m.m. af stænglerne. Den afribbede afgrødemængde kan opsamles for senere separering, eller ribbebordet kan monteres på en mejetærsker. De ribbede stængler kan skårlægges direkte i forbindelse med høsten eller senere. Ribbesystemet er mindre vejrafhængigt, hvilket kan

give længere høstdage, og der opnås et kvalitetsmæssigt bedre samt større halmudbytte i korn og frøafgrøder (Madsen, 2000). Den bjærgbare halmmængde kan øges med 25 % i kornafgrøder (Reffstrup, 1997). Enkelte landmænd forsøger sig i dag med ribbehøst, fx til produktion af kalvefoder (Mogensen, 2013).

Komplette ribbehøstmaskiner eller systemer, som bjærger hele afgrøden og leverer kornet rensat som standard handelsvare, findes imidlertid kun som prototypeudstyr. Førhen på området var Silsoe Research Institute i England. Instituttet blev lukket i 2006, og udviklingen er siden gået mere eller mindre i stå, og der findes i dag ikke en komplet maskine i serieproduktion. Ribbeborde til montering på traditionelle mejetærskere er imidlertid en standardvare, som serieproduceres. Ved at montere en mejetærsker med et ribbebord opnås en væsentlig kapacitetsforøgelse, idet halmen ikke belaster tærskværket, men ved denne metode sikres ikke bjærgning af hele halmudbyttet.

Da der ikke er nogen færdigudviklet ribbehøstteknologi er det vanskeligt at fastslå, hvor dyrt det vil være for jordbruget at skifte høstmetode. Ældre beregninger fra Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (Nielsen & Gylling, 1995) viste ikke væsentlig forskel i omkostninger, når korn og halm anvendes til traditionel fodring af kvæg og svin. Hvis den ekstra bjærgede småhalm fra ribbehøst kan anvendes til foder, og fraktionen af halmstrå kan afsættes til industrielt formål, viste beregningerne en økonomisk gevinst ved ribbehøst.

Totalhøst er en tredje mulighed. Ved denne teknik bjærges hele kornafgrøden med en finsnitter og transporteres til et centralt anlæg, hvor den separeres i kerner og halm på et stationært anlæg. Der vil her, i lighed med ved ribbehøstteknologien, være potentiale for en øgning af den bjærgbare halmmængde med 25 % i kornafgrøder (Ravn, 1981). Metoden vil give væsentlige omkostninger til opbygning og drift af anlæg til separering samt omkostninger i forbindelse med transport/logistik for biomasse til separeringsanlæg og for halm og korn tilbage til landmand eller anden slutbruger. Ifølge beregninger gennemført i forbindelse med "The Whole Crop Biorefinery Project" vil råvareprisen for helsædshøstet hvede være ca. 10 procent højere, end hvis hveden høstes på traditionel med mejetærskere og halmen bjærges med storballepresser (Gylling, 1995).

3.2.4. Scenarier for øget biomasseudnyttelse

I ”+10 mio. tons planen” er en række af ovennævnte potentielle optimeringer af biomasseproduktion og -opsamling samlet i scenarier for år 2020, idet det er tilstræbt at beregne det tekniske potentiale (fx udnyttelse af 87 % af halmen, 71 % af husdyrgødningen og 75 % af efterafgrøder og af vedvarende græsarealer på lavbund). Resultatet var, at det ved maksimalt fokus på biomasseproduktion vil være muligt at øge biomasseleverancen fra land- og skovbrug med ca. 10 mio. tons tørstof, mens det ved fokus på også at reducere nitratudvaskning, sikre jordens kulstofindhold, reducere pesticidforbruget og øge biodiversiteten vil være muligt at øge biomasseleverancen med ca. 8 mio. tons tørstof (tabel 6). Analysen indeholder også ikke-jordbrugs-biomasse fra grødeskæring og høst af vejrabatter, men disse bidrager kun meget lidt i det samlede billede.

Scenarierne i +10 mio. tons analysen er målrettet bioraffinering, og der blev valgt de mest højtydende afgrøder til scenarierne. Hvis fokus i stedet for bioraffinering er på at forsyne de store kraftværker med træ til substitution af kul, vil det være relevant at plante pil eller poppel på de arealer, der i scenarierne antages omlagt til decideret biomasseproduktion. Det kan også være majs, fremfor roer og græs, der vil blive udnyttet til bioraffinering eller biogas i fremtidens energisystem.

Som det fremgår af tabel 5, kan der forventes et mindre udbytte i pil og majs end i roer og slætgræs. Ved beregning med et tørstofudbytte af pil eller majs på 12 tons/ha tørstof i stedet for 19 tons/ha (roer) og 15 tons/ha (slætgræs) opnås således en reduceret merleverance i det biomasseoptimerede scenario på 8,4 mio. tons tørstof, og på 7,2 mio. tons tørstof i det miljøoptimerede scenario. Det skal bemærkes, at et forventet udbytte på 12 t/ha tørstof i pil i 2020 er optimistisk set i lyset af de hidtil lave udbytter i kommerciel dyrkning på 5-7 tons/ha (Larsen et al., 2012c; Sevel, 2012), og vil kræve en fokuseret indsats på at sikre detaljeret viden om dyrkningsoptimering samt en målrettet rådgivning af landmændene.

Tabel 6. Scenarier for biomasseleverance fra skov- og landbrug i 2020.
Fra Gylling et al., (2012).

Biomassekilde	Total biomasse - mio. tons tørstof		
	2009	Biomasse	Miljø
Halm fra korn og raps	1,47	3,05 ¹	2,85 ²
Frøgræshalm	0,15	0,42	0,42
Energiskov (pil og poppel)	0,04	0,14 ³	0,14
Rapsolie til energi eller materialer	0,13	0,11 ⁴	0,02 ⁵
Raps erstattet med biomasseafgrøder	0	1,41 ⁶	1,11 ⁷
Korn erstattet med biomasseafgrøder	0	2,83 ⁶	2,24 ⁷
Høst af permanent græs på lavbundsarealer	0	0,39 ⁸	0,21 ⁹
Efterafgrøder	0	0,49 ¹⁰	0,39 ¹¹
Husdyrgødning	0,18	2,57	2,44 ¹²
Småskove, hegn og haver ¹³	0,70	0,70	0,70
Eksisterende skov ¹⁴	0,93	1,47 ¹⁵	0,89 ¹⁶
Skovrejsning ¹⁷	0	0	0
Grødeskæring	0	0,01	0,01
Høst af vejrabatter	0	0,01	0,01
Millioner tons tørstof i alt	3,59	13,62	11,44
Forøgelse i forhold til 2009		10,03	7,85

¹ Halmrige sorter antages at øge halmudbyttet 15 % og optimeret høstteknologi at øge opsamlingen med 15 %.

² Halmfjernelse til energi undgås på arealer med kritisk lavt kulstofindhold.

³ Arealet fremskrevet med den nuværende tilplantningsrate

⁴ 100 % af rapsolien udnyttes til energi

⁵ 20 % af rapsolien udnyttes til energi

⁶ Roer

⁷ Slætgræs

⁸ Optimal gødskning af arealer uden nuværende gødningsbegrænsninger

⁹ Ingen gødskning med N og P

¹⁰ Såning fremrykkes og gødskning eller bælgeplanter tillades

¹¹ Såning fremrykkes

¹² På arealer med kritisk lavt kulstofindhold antages nuværende biogasteknologi og returnering af 50 % af tørstof til jorden

¹³ Baseret på energistatistikken (se Bentsen et al., 2012)

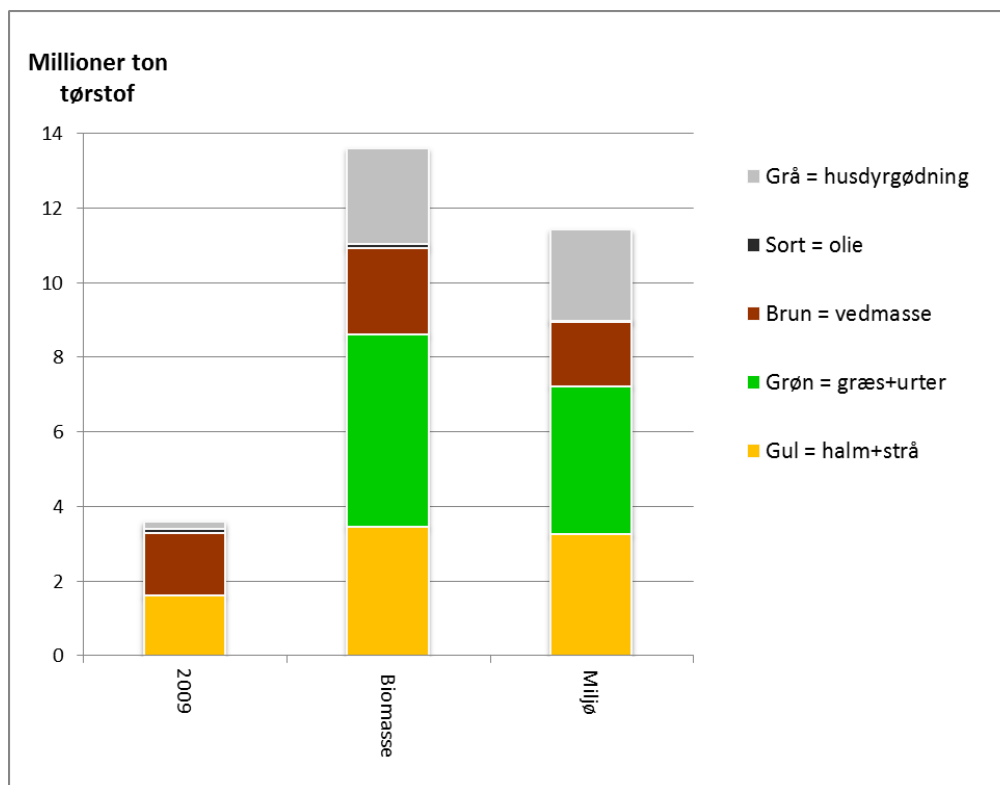
¹⁴ For detaljer se Bentsen et al. (2012)

¹⁵ Hugst lig med tilvækst, ændret artsvalg, forædling af træer

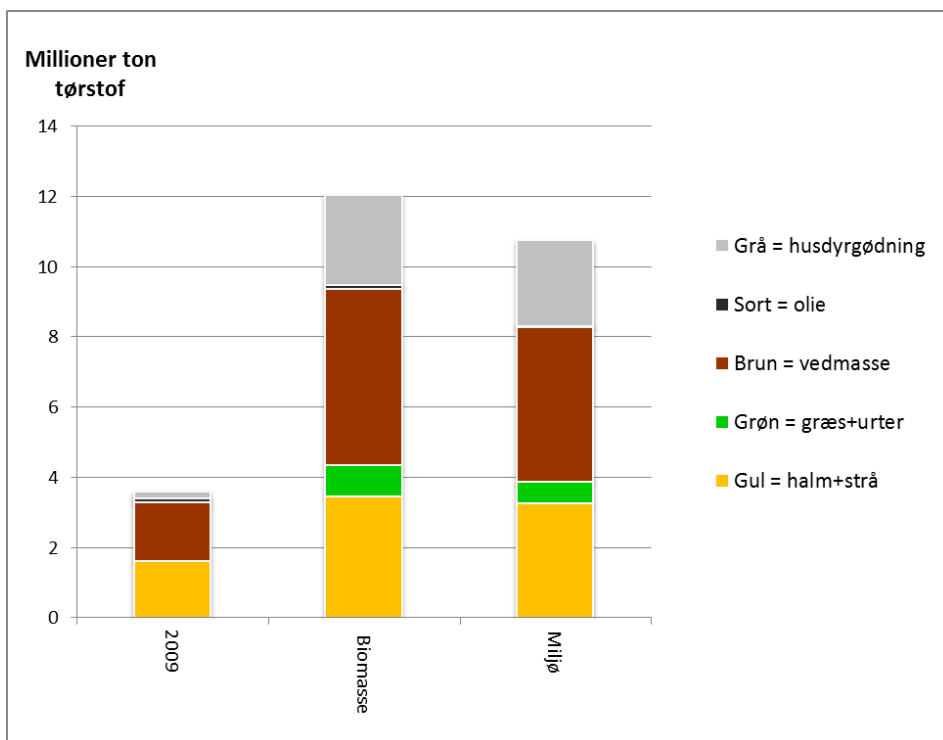
¹⁶ 47.000 ha løvskov lægges urørt, hugst mindre end tilvækst

¹⁷ Skovrejsning fra nu og til 2020 vil ikke bidrage med biomassehøst i 2020

Den samlede palette af tilgængelig biomasse dækker over meget forskellige typer, der egner sig til forskellige konverteringsteknologier. For at give et bedre indtryk af sammensætningen og mulighed for at forsyne forskellige teknologier er i figur 5 opdelt i fem hovedkategorier for biomassetyper for scenarierne i +10 mio. tons planen. Det fremgår, at i de optimerede scenarier for 2020 fylder husdyrgødning og grøn biomasse (græs, roer o.l.) meget mere end i dag, mens der kun sker en moderat øgning af mængden af træ og halm. Det hænger delvist sammen med valget af scenarioforudsætninger, og hvis der i stedet for roer og græs plantes pil eller poppel øges naturligvis andelen af træ, som det fremgår af figur 6.



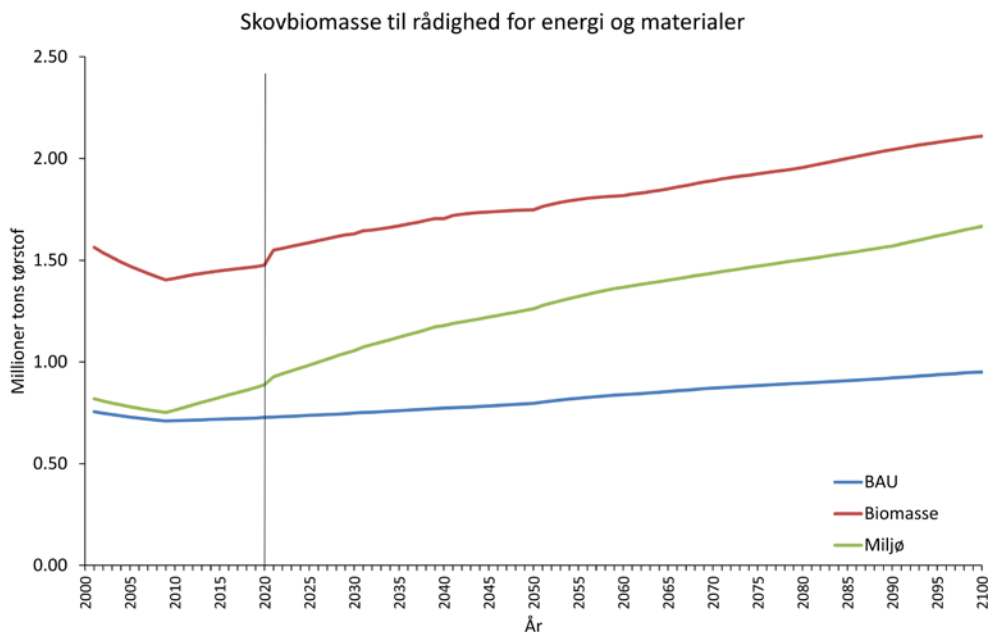
Figur 5. Biomasseleverancen i år 2009 samt i scenarier for 2020. Værdierne fra tabel 6 er samlet i fem kategorier for biomassekvalitet.



Figur 6. Biomasseleverance i scenarier for år 2020 med plantning af pil eller poppel i stedet for roer og græs.

3.2.5. Skovenes bidrag til biomassescenarier

I skovbruget giver ændring af artssammensætning, driftsmetoder, hugststrategi m.m. kun mindre ændringer i den tilgængelige vedmængde til energi eller bioraffinering i 2020, og øget skovrejsning fra nu af giver ingen vedhugst i 2020 (tabel 6). Set over en længere tidshorisont frem til 2100 vil den årlige potentielle hugst til bioraffinering dog stige betydeligt (figur 7) både i det biomasseoptimerede scenario (som følge af bl.a. valg af andre træarter og nye dyrkningssystemer samt øget hugstgrad) og i miljøscenariet (som følge af bl.a. øget skovrejsning). Lagringen af kulstof i skovene vil dog starte hurtigt ved skovrejsning og ændret artsvalg, selvom hugsten først sker senere (Gylling et al., 2012).



Figur 7. Beregnet skovbiomasse ud over det, som leveres til træindustrien, i scenarierne Business As Usual, biomasseoptimeret og miljøoptimeret (Bentsen et al., 2012).

I scenarioet Business As Usual (BAU) udnyttes de eksisterende ressourcer yderligere uden gennemførelse af tekniske optimeringer eller ændrede dyrkningssystemer.

3.3 Hvad betyder rammevilkårene for omfanget af biomasseudnyttelsen?

3.3.1. Relevante biomassemarkeder for landbruget i dag

Dansk landbrug producerer langt overvejende fødevarer og leverer primært biomasse til energi i form af biprodukter som halm og gylle. Øget leverance af biomasse til energi eller bioraffinering vil derfor dels kræve indarbejdelse af nye produktionsformer og nye afsætningskanaler. Dels vil landmandens valg være stærkt afhængigt af prisrelationerne mellem foder, fødevarer og bioenergi. Med de nuværende rammevilkår er det særligt træflis og rapsfrø, der har en pris og et markedsvolumen, som kan gøre det direkte interessant for landmanden at målrette produktionen mod bioenergi. Det samme gælder dog også lokalt i Sønderjylland for majs og roer til eksport til tyske biogasanlæg (Worsøe, 2012) og kan komme til at gælde for leverance til nye biogasanlæg i Danmark. Øget leverance af halm er der derimod ikke umiddelbart et marked for, idet DONG planlægger at reducere anvendelsen af halm markant ved bl.a. at ophøre med samfyring af halm på Studstrupværket, hvor der i dag årligt afbrændes ca. 120.000 tons halm (Elsgaard et al., 2011).

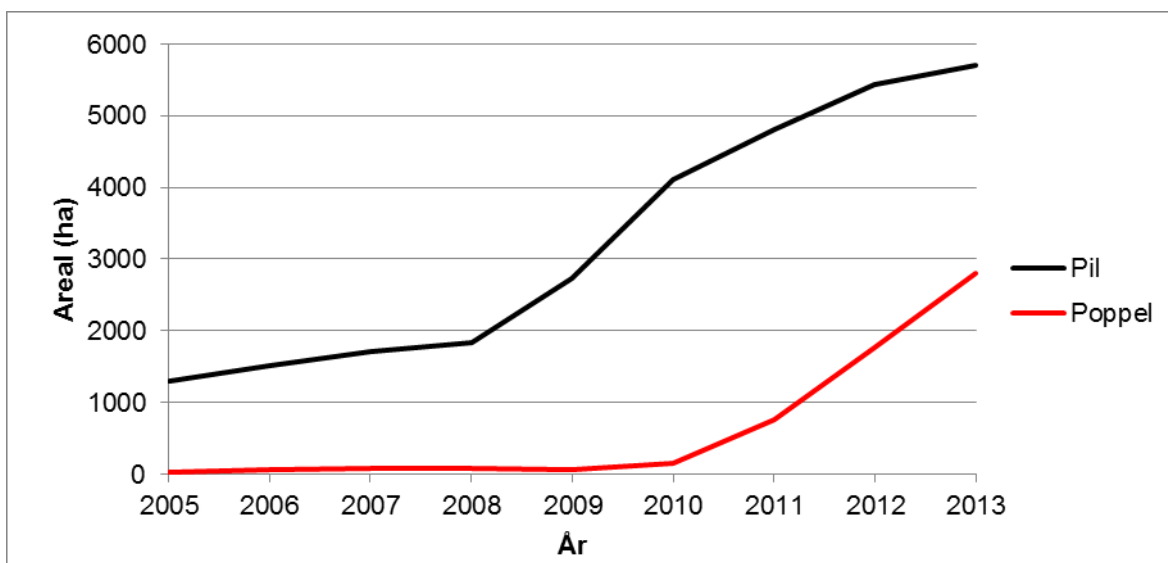
Da der endnu ikke er bygget et fuldskala bioraffinaderi i Danmark, er der heller ikke endnu et marked for afgrøder til bioraffinering. Det betyder, at muligheden for at fordoble udbyttet per hektar og at udnytte det høje udbytte til foder, bioenergi og materialer via bioraffinering ikke kan lade sig gøre i praksis i dag. Det vil formentlig være nødvendigt at starte med demonstration af muligheden i pilotskala, inden en evt. beslutning om fuldskala kommerciel udnyttelse kan tages.

3.3.2. Rentabilitet i pileproduktion

Hvordan øget leverance af dansk træflis afhænger af samspillet mellem teknisk udvikling, prisrelationer og miljø kan illustreres med pileproduktion på landbrugsjord som eksempel. Arealet med pil er godt og vel firdoblet over de seneste 7 år, hvortil kommer et begyndende areal med poppel i de seneste 3 år (figur 8). Stadigvæk er der dog tale om en nicheproduktion, og i praksis opnås ikke de udbytter, som forsøg og enkelte avlere viser kan lade sig gøre (Larsen et al., 2012b; Sevel 2012). Resultater fra BioM-projektet (www.agrotech.dk/biom) tyder på, at der ved omhu med valg af dyrkningsareal, ukrudtsbekæmpelse, gødskning og høstalder af pil kan opnås udbytter på 8-14 tons tørstof per hektar, hvilket kan give en rentabel produktion (Larsen et al., 2012c). Grunden til at det kun sker i de færreste tilfælde er dels, at en del landmænd ikke tager det alvorligt nok at lære dyrkning af en ny afgrøde, dels at der endnu ikke er et godt videngrundlag for solid rådgivning om fx optimal ukrudtsbekæmpelse og gødskning.



Høst af pil.



Figur 8. Udvikling i arealet med pil og poppel på landbrugsjord i Danmark (Larsen et al., 2012c).

Hvis det antages muligt at opnå udbytter på 8-14 ton tørstof per hektar (afhængigt af jordtypen), vil pileproduktion under de nuværende rammebetingelser kunne betale sig for landmanden, undtagen hvis kornprisen er ligeså høj, som den var i 2011 (tabel 7). Omvendt vil en stigende pris på træflis (under uændret kornpris) naturligvis forbedre profitabiliteten for pil. Da kornprisen i de seneste år har varieret stærkt fra år til år og beslutningen om pileyndyrkning skal baseres på en 15-20-årig kalkule, er det meget vanskeligt for landmanden at træffe beslutningen om den mest rentable produktion på et sikkert grundlag. Det vil formentlig betyde, at landmanden fortsætter med at dyrke de kendte afgrøder, som bevarer hans kortsigtede fleksibilitet. Undtagelsen kan være fugtig marginaljord, hvor korndyrkning ofte vil mislykkes. Disse arealer kan dog også være vanskelige at høste pil på, så heller ikke her er beslutningen om etablering af biomasseproduktion enkel.

Tabel 7. Priser for pileflis, der vil give samme driftsresultat som dyrkning af et kornsædskifte ved forskellige kornpriser (fra Jacobsen & Dubgaard, 2012). Det er antaget, at der opnås tørstofudbytter af pil på 8 ton/ha på dårlig sandjord, 10 ton/ha på god sandjord, 12 ton/ha på fugtig marginaljord og 14 ton/ha på lerjord. Med udgangspunkt i at prisen for flis ligger omkring 42 kr/GJ er angivet med grønt de situationer, der vil være attraktive for pileproduktion og med rødt de ikke attraktive. I kalkulen for pil er indregnet det etableringstilskud, der blev givet i årene 2010-2013, men ikke driftstilskud eller tilskud til ekstensiv landbrugsproduktion (Larsen, 2012).

Kornpris	Ligevægtspris for pileflis (kr./GJ)			
	Dårlig sandjord	God sandjord	Fugtig marginaljord	Lerjord
Lav kornpris, 77 kr./hkg (2009-priser)	26	25	30	30
Middel kornpris, 117 kr./hkg (gnsn. 2008-2012)	41	36	30	44
Høj kornpris, 141 kr./hkg (2011-priser)	48	42	30	53

3.3.3. Rentabilitet ved dyrkning af afgrøder til biogas

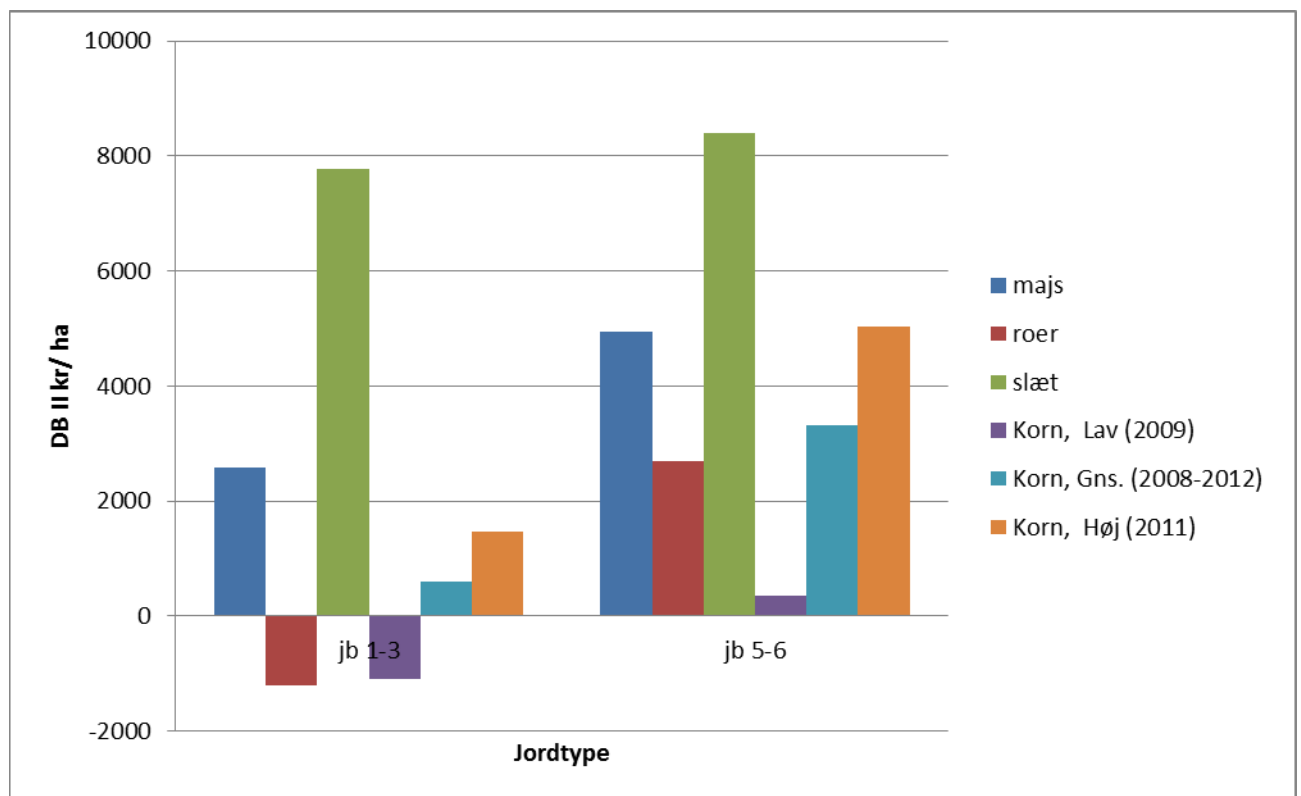
Et andet eksempel på en aktuel mulighed er produktion af letomsættelige afgrøder til biogasanlæg. Der er en stigende interesse for at anvende roer, majs og græs, hvor disse råvarer anvendes til at øge gasproduktionen i gyllebaserede biogasanlæg. Interessen for at dyrke disse afgrøder til biogas vil afhænge af udbyttet og af hvilken pris, der kan opnås hos biogasanlægget.

Figur 9 viser en beregning af det økonomiske potentiale for de tre nævnte afgrøder leveret til et biogasanlæg sammenlignet med korndyrkning. Dækningsbidraget (DBII¹⁸) for korndyrkning er baseret på Jacobsen & Dubgaard (2012), mens betaling for biomassen til biogasanlægget er baseret på Stefanek (2013). Det skal understreges, at vurderingerne er foretaget på foreløbige resultater, hvor der især for roer er usikkerhed i forbindelse

¹⁸ Dækningsbidrag II er det resultatmål, der fremkommer, når produktionsværdien fratrækkes stykomkostningerne (fx såsæd/planter, gødning og plantebeskyttelsesmidler) og kapacitetsomkostningerne (vedligeholdelse, arbejdsomkostninger og forrentning samt afskrivning af maskiner og anlæg). Dækningsbidrag II er et godt resultatmål til at vurdere en produktionsindtjening på mellemlangt og langt sigt (Rasmussen, 2003).

med lagringsomkostningerne. Som det fremgår af figuren, er majs og slætgræs til biogas konkurrencedygtigt med korndyrkning på sandjord. På lerjord er slætgræs konkurrencedygtig med korndyrkning ved alle tre prisniveauer, mens majs har et lidt lavere DBII end korndyrkning ved en høj kornpris. Roer har et noget lavere DBII end korndyrkning ved en gennemsnitlig kornpris, men dog et væsentligt bedre DBII ved den lave kornpris.

Samlet set synes der at være et vist potentiale i at dyrke disse afgrøder til anvendelse til biogas, men dog afhængig af jordtype og andre forudsætninger. Græs i biogasanlæg kan være vanskeligt at håndtere, dels pga. dannelse af flydelag, dels pga. ammoniakhæmning af biogasprocessen som følge af det høje N-indhold i græs. Det er dog problemer, der formentlig kan løses med ændret management (Økologisk Landsforening, 2010), og som er i fokus i biogasforskningen ved AU (Møller & Sutaryo, 2011).



Figur 9. Dækningsbidrag (DBII) for energiafgrøder til biogasproduktion sammenlignet med korndyrkning ved 3 forskellige kornpriser, som har været aktuelle over de seneste år. Kilde: Egne beregninger på baggrund af (Stefanek, 2013; Larsen et al., 2010).

3.3.4. Biomasseproduktion som redskab til opfyldelse af miljømål

Endelig kan omfanget af biomasseproduktion påvirkes af miljømæssige målsætninger og reguleringer. Da omlægning af traditionelle landbrugssædskifter til pileproduktion medfører en markant reduktion i nitratudvaskning og pesticidforbrug, øger kulstoflagringen i jorden og giver en høj drivhusgasfortrængning, vil omlægningen bidrage til at opfylde en række miljømålsætninger for landbruget. Jacobsen & Dubgaard (2012) har forsøgt at sætte samfundsmæssig værdi på miljøeffekterne (tabel 8), og denne værdi er baggrunden for, at der er blevet givet offentlig støtte til etablering af flerårige energiafgrøder samt et årligt driftstilskud.

Tabel 8. Værdisætning af miljøeffekter ved omlægning af kornrige sædskifter til pileproduktion på god sandjord (Jacobsen & Dubgaard, 2012).

Værdi på god sandjord (kr./ha)	
Reduceret N-udvaskning	1.150
Reduceret NH ₃ -emission	156
Reduceret CO ₂ -udledning	374
Reduceret pesticidforbrug	?
I alt	>1.680

Desuden er der givet mulighed for at erstatte krav om en hektar efterafgrøder med 0,8 ha flerårige energiafgrøder, hvilket giver omtrent samme reduktion i nitratudvaskningen. Mulighed for at erstatte efterafgrøder kan tænkes at bidrage til yderligere tilplantning med pil eller poppel i forbindelse med de 140.000 ha målrettede efterafgrøder, der forventes implementeret fra 2013 for at opfylde vandplanerne, men det er meget uvist, hvor stort omfanget af tilplantning vil blive.

Øgede muligheder for at benytte flerårige energiafgrøder til opfyldelse af miljøkrav vil sandsynligvis være en af de mest effektive metoder til at sikre en øget produktion. Det vil fx være en mulighed at indarbejde flerårige energiafgrøder som et værktøj i husdyrgodkendelsesproceduren, da det vil være et værktøj, der vil have en meget sikker kvælstofef-

fekt og vil være nemt at kontrollere. Samtidigt vil det dog også være afgørende at fortsætte arbejdet med at lære landmænd at dyrke de nye afgrøder og at sikre konkret ny viden om dyrkningsoptimering, da der ellers ikke vil blive produceret den forventede mængde biomasse, og ikke vil opnås den nødvendige rentabilitet af produktionen hos landmændene.

Mulighederne for at øge mængden af restprodukter fra den nuværende fødevareproduktion vil i princippet også være afhængige af både teknisk udvikling (valg af halmrige sorter – modificering af mejetærskere), markedsforhold (primært biomasseprisen) og miljømæssige forhold (vil det være bæredygtigt på en given jordtype at høste en større andel af halmproduktionen uden at udpine jordens kulstofindhold?).

3.4 Udbudskurver for biomasse til energiproduktion i Danmark

Prisen for leverance af biomasse er ikke den samme for en begyndende marginal udnyttelse af en stor ressource som for udnyttelsen af hele ressourcen. Derfor kan det være relevant at beskrive prisen som funktion af graden af udnyttelse, såkaldte udbudskurver. Da der ikke er beskrevet udbudskurver for udnyttelse af dansk biomasse til energi, er derfor beskrevet erfaringerne fra et omfattende studium vedrørende udvikling af udbudskurver for biomasser i England (E4tech, 2009) samt fra rapporter fra Bloomberg (2011).

Pil, halm og gylle er tre forskellige typer af biomasseressourcer, som hver især kræver særlige overvejelser i forhold til produktion og udnyttelse. Pil er en dyrket afgrøde og fordrer dermed et aktivt valg om at udnytte et givent areal til netop denne afgrøde. Arealvalg og afgrødevalg er væsentlige overvejelser, som vil have afgørende indflydelse på udbytterne og dermed også omkostninger og slutteligt udbudskurverne.

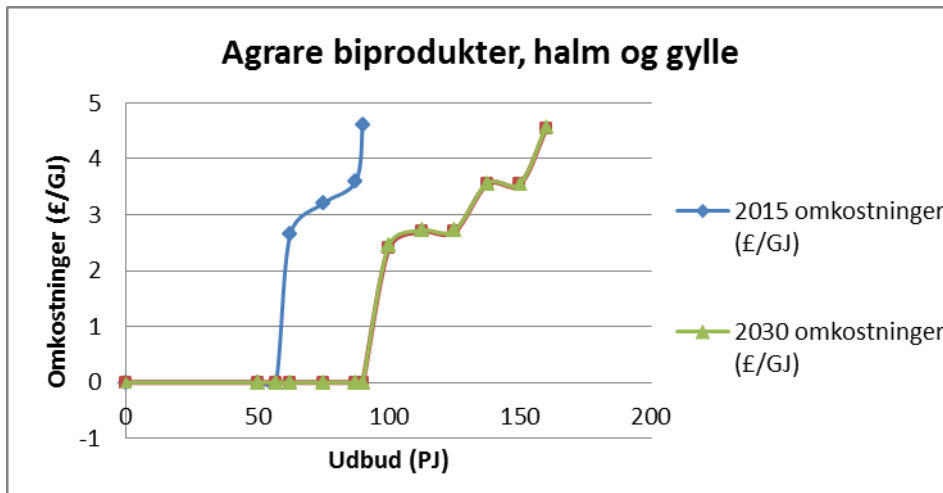
Halm og gylle har det tilfælles, at de er biprodukter fra en anden produktion. Begge har været anvendt til energiformål i Danmark siden begyndelsen af 1980'erne. Men hvor halmen har en direkte salgspris, har gyllen ingen handelsmæssig værdi (i energimæssig sammenhæng). Disse forskelle og ligheder vil genfindes i nedenstående, da halm og gylle behandles i samme udbudskurve, mens pil, poppel og elefantgræs behandles for sig. Forskelle og ligheder afspejles endvidere i de tilskudsordninger, der tilbydes til de tre biomasseressourcer.

E4tech (2009) vurderer, at der frem mod 2030 under engelske forhold vil ske en anseelig stigning i udbuddet af biomasser, primært pga. en tiltagende tilplantning med energifrugter samt en øgning i bjærgningen af halm (figur 10 og figur 11). Lignende tendenser kan forventes i Danmark. Disse ressourcer vil være tilgængelige, men omfanget af deres bidrag vil afhænge af bl.a. størrelsen af transportomkostninger og procesomkostninger forbundet med udnyttelsen.

3.4.1. Udbudskurver for biprodukter

Bloomberg (2011) angiver, at den største omkostning ved at udnytte hvedehalm som biobrændsel i Danmark kommer fra bjærgning, 21 €/ tons TS, svarende til 51 % af de totale produktionsomkostninger. Transport udgør yderligere 14 €/ ton TS, svarende til 34 % af de totale produktionsomkostninger. Ved biogasproduktion er transportomkostninger ligeledes en af de væsentligste enkeltstående udgiftsposter, der udgør mellem 25 % og 33 % af de totale produktionsomkostninger (Hjort-Gregersen 2002). Transportomkostningerne vil derfor også fremadrettet være en væsentlig faktor i forbindelse med udbygning af den danske biogasproduktion.

Vedrørende udnyttelse af halm og gylle til energiformål har Danmark en længere tradition end England for udnyttelse til kraftvarmeformål. Biogasproduktionen baseret på gylle ventes de kommende år frem mod 2020 at stige i Danmark fra i dag ca. 35 mio. m³ metan til ca. 245 mio. m³ metan, svarende til 9,65 PJ, hvis ambitionerne om at efterleve EU's 2020 mål skal nås (Grøn vækst, 2010).



Figur 10. Udbudskurver for biprodukter fra landbruget i England (E4tech, 2009).

Den flade udvikling på udbudskurven i figur 10 efterfulgt af en meget stærk omkostningsstigning er typisk for biprodukter, hvor bjærgnings- og transportomkostninger udgør den væsentligste del af omkostningerne. Så længe ressourcen ikke er opbrugt, er omkostningerne stort set ens, dog med en svag stigning når det gælder halm. Når ressourcen er næsten fuldt udnyttet vil selv store prisstigninger (af gode grunde) ikke kunne frembringe et væsentligt øget udbud.

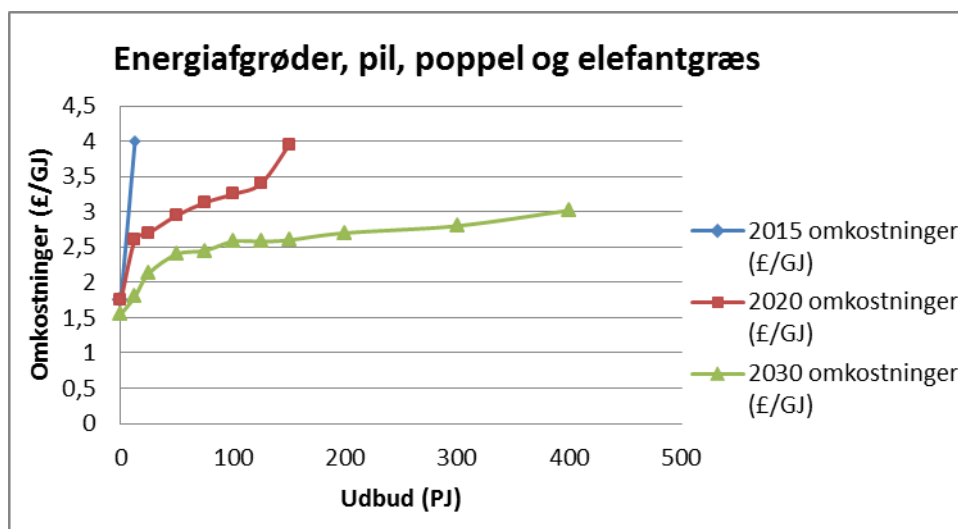
Udbudskurven for halm under danske forhold forventes at have samme form. Af den samlede halmproduktion på 5,4 mio. tons i 2011 (Statistikbanken) anvendtes ca. 1,5 mio. tons til fyring, mens ca. 2,1 mio. tons ikke bjærgedes. Der er således med de nuværende dyrkningsforhold omkring 40 % af den producerede halm, der ikke bjærges. Det skønnes, at omkring 80 - 85 % af denne halm vil kunne bjærges til nogenlunde samme pris som den eksisterende leverance. Men skal mængden øges yderligere, vil det være nødvendigt at bjærge fra mindre og ukurante arealer, hvor omkostningen til bjærgning vil være højere. Der vil også være landmænd, som ikke ønsker at bjærge halmen, men ønsker at snitte og nedmulde for at opnå en bedre rettidighed i dyrkningen, bedre udnyttelse af næringsstoffer og en forbedring af jordstrukturen. Endelig kan ønsket om at undgå færdsel med tunge maskiner også have betydning. Det skal bemærkes, at den viste udbudskurve også omfatter ressourcer med negativ omkostning (fx når landmænd betaler en behandlingsafgift for gylle til biogas), hvilket er årsagen til, at omkostningen er 0 på den første del af kurven.

3.4.2. Udbudskurver for biomasseafgrøder

Vedrørende pil, poppel og elefantgræs forventes det, at der under engelske forhold vil være en stigning i produktionen i takt med at flere områder omlægges som følge af en stigende efterspørgsel og tilskudsmuligheder til omlægningen (E4tech, 2009). Det har været en analog udvikling under danske forhold, hvor etableringstilskuddet hævedes i 2012 med 1000 kr/ha, og der indførtes et produktionstilskud på 500 kr. pr hektar. Fra 2014 forventes etableringstilskuddet til flerårige energiafgrøder dog at bortfalde i Danmark.

I England kan der under de anvendte forudsætninger under en kort tidshorisont frem mod midten af 2020'erne forventes en begrænset tilgængelighed af ressourcen, og dermed en stejl omkostningskurve (figur 11), grundet begrænset tilplantningen, samt en vis forsinkelse fra plantning til høst og udnyttelse af biomassen. Der er dog samtidig forudsat en løbende stigning i udbytte hovedsageligt som følge af bedre management, og omkring 2030 forventes et stort udbud af dyrket biomasse og dermed en fladere udbudskurve.

Under danske forhold må det forventes især at være økonomiske overvejelser (konkurrenceforhold til korn), som beskrevet i afsnit 3.3, der vil have betydning for udbuddet af flerårige energiafgrøder. Men også miljømæssig lovgivning (fx mulighed for erstatning af efterafgrøder), kan påvirke omfanget af tilplantning.



Figur 11. Udbudskurver for produktion af biomasseafgrøder i England (E4tech, 2009).

3.5 Produktionsomkostninger i de primære erhverv ved øget biomasseproduktion

I +10 mio. tons planen (Gylling et. al., 2012) er der skitseret en markant udvidelse af biomasseproduktion og -frembringelse til energiformål og bioraffinering med baggrund i 3 scenarier. En så markant forøgelse af biomasseudnyttelsen vil give såvel sektor- som samfundsøkonomiske effekter, hvilket er analyseret i Jacobsen & Jensen (2012).

Der er gennemført økonomiske vurderinger på sektor- og samfundsniveau for de tre scenarier for udviklingen af en biomassesektor i Danmark: Et *Business As Usual (BAU)* scenario, et *biomasseoptimeret* scenario, samt et *miljøoptimeret* scenario. Der er forudsat fire kilder til fremskaffelse af biomasse:

- omlægning af den egentlige planteproduktion, fx omlægning af afgrødesammensætning, øget halmudnyttelse, efterafgrøder mv.
- indsamling af eksterne biomasseresourcer (vejrabatter, grødeskæring osv.)
- biomasse i husdyrgødning
- øget produktion af biomasse fra skovbruget

Med baggrund i dette er der udført beregninger af de ekstra omkostninger i de tre biomassescenarier for landbrug og skovbrug, defineret som summen af omkostninger til gødning, pesticider, energi, tjenesteydelser, maskiner og arbejdskraft (inklusive brugerens egen arbejdsindsats) i de relevante driftsgrene (fortrinsvis raps, sukkerroer, energipil, vedvarende græs og korn). Tabel 9 viser de samlede ekstra produktionsomkostninger for landbrug og skovbrug, svarende til mellem 3,5 og 5,7 mia. kr. årligt, afhængig af scenario.

Tabel 9. Sektorøkonomiske omkostningsresultater (Jacobsen & Jensen, 2012)

Mio. kr.	BAU	Biomasse- optimeret	Miljø- optimeret
Ændret afgrødesammensætning	33	860	-584
Udnyttelse af ekstern biomasse	3081	3755	3228
Husdyrgødning	513	513	488
Omkostninger i alt	3627	5128	3132
Omkostning, kr. pr. ton biomasse-tørstof	488	372	201

Beregningerne viser, at omkostningerne til høst af hidtil uudnyttede biomasseressourcer (ekstern biomasse), som fx høst af permanente græsarealer i lavbundarealer og vejrabatter, grødeskæring mv. udgør en stor del af omkostningerne i alle tre scenarier. I det biomasseoptimerede scenario forudsættes at ske en betydelig omlægning af korn- og rapsarealer til sukkerroer, hvor omkostningerne pr. hektar er noget større end for korn, mens der i det miljøoptimerede scenario sker en betydelig omlægning til vedvarende græs, hvor omkostningsniveauet pr. hektar er en smule lavere end for korn.

3.6 Samfundsøkonomiske konsekvenser af øget biomasseudnyttelse

Afledte effekter af de tre biomassescenarier på den øvrige økonomi er analyseret ved hjælp af en såkaldt input-output model for dansk økonomi. Udover omkostninger til selve biomassen forbruger bioraffineringssektoren også en række andre råvarer, halvfabrikata og tjenesteydelser, herunder enzymer, vand, energi og transportydelser. Bioraffinaderiernes omkostninger til råvarer, halvfabrikata og tjenesteydelser er således opgjort til mellem 8,5 mia. kr. (for BAU-scenariet) og 16 mia. kr. (for det biomasse-optimerede scenario) årligt, mens det for det miljøoptimerede scenario er i størrelsesordenen 11-12 mia. kr.

Det vurderes, at ca. 90 % af disse omkostninger vil komme fra indenlandske leverancer. Det skyldes, at der for de tre scenarier i +10 mio. tons planen er regnet med en stor andel grønne og gule biomasser til anvendelse i bioraffinaderier. Træpiller (som er den mest ”importegnede” biomasse i denne sammenhæng) vil ikke være aktuel i større mængder i disse scenarier. Det er i kontrast til den nuværende udvikling, hvor det i udpræget grad er træpiller, der indføres i de eksisterende centrale kraftvarmeværker.

Bioraffinaderiernes inputefterspørgsel fører endvidere til en afledt indkomstskabelse i den øvrige økonomi. Det vurderes, at de tre scenarier fører til en afledt bruttofaktorindkomst på mellem 5,9 og 10,8 mia. kr. Den største indkomstskabelse forventes at ske i landbrug, fiskeri og råstofudvinding.

Bioraffinaderiernes efterspørgsel genererer ud over produktion også en afledt beskæftigelse (tabel 10). Beskæftigelseseffekten vurderes at ligge mellem knap 13.000 og knap 22.500 personer i de tre scenarier, heraf mellem ca. en tredjedel og halvdelen i landbrug, fiskeri og råstofudvinding (inklusive skovbrug).

Tabel 10. Afledt beskæftigelse, antal personer. Kilde: Egne beregninger baseret på Danmarks Statistiks input-output tabeller.

Sektor	BAU	Biomasseoptimeret	Miljøoptimeret
Landbrug, fiskeri og råstofudvin- ding	5978	8897	5448
Industri	1842	3558	2623
Energi- og vandforsyning	399	857	663
Bygge og anlæg	421	863	653
Handel, hotel og restauration	823	1455	1020
Transport, post og tele	879	1842	1401
Finansiering og forretningsservice	1607	2865	2016
Offentlige og personlige tjenester	246	420	276
Foreninger, kultur og renovation	112	208	149
I alt	12.306	20.965	14.249

3.7 Prisforhold ved import af biomasse

3.7.1. Omfang af import

Det samlede forbrug af biomasse til energiformål har i perioden 1990 – 2011 vist en stigning på 109 %. Stigningen i forbruget er forskellig for forskellige typer af biomasse, og en væsentlig del af det stigende forbrug bliver dækket gennem import. I perioden fra 2000 er det kun fast biomasse som brænde, træflis og træpiller der er importeret.

Halm, træflis og træpiller er de mængdemæssigt største biomasser til energiformål. Som det fremgår af tabel 11 er halm den mængdemæssigt største indenlandsk producerede biomasse til energiformål efterfulgt af træflis. Der importeres ganske betragtelige mængder af både træflis og træpiller. Af det samlede danske forbrug af træflis i 2010 og 2011 er 30 – 34 % importeret, medens det for træpiller er oppe på omkring 87 – 90 % af forbruget i samme periode.

Tabel 11. Forbrug af indenlandsk produceret og importeret halm, træflis og træpiller (Energistyrelsen, 2012a)

Forbrug (TJ)	Halm (TJ)	Træflis – indenlandsk produceret (TJ)	Træflis – importeret (TJ)	Træpiller – indenlandsk produceret(TJ)	Træpiller – importeret (TJ)
1995	13.050	2.340	-	2.099	233
2005	18.485	6.082	1.521	3.262	12.802
2010	23.587	11.319	4.851	2.934	27.735
2011	19.756	11.291	5.817	2.411	27.731

Halm anvendes hovedsageligt i den kollektive energisektor, fjernvarme- og kraftvarmeverker. Dertil kommer naturligvis landbrugets egen anvendelse i gårdfyr. I perioden 2005 – 2011 har ca. 75 % af halmen til energiformål været anvendt til el- og varmeproduktion i fjernvarme og kraftvarmeproduktion, medens de resterende 25 % er anvendt til fyring i gårdanlæg. Energihalm handles hovedsageligt på kontrakt enten direkte mellem landmand og aftager eller via en halmentreprenør.

Træflis anvendes primært i fjernvarme- og kraftvarme sektoren, dog anvendes en mindre del i industrivirksomheder og på enkelte landbrug. Anvendelsen fordelte sig i 2012 på cirka 100 decentrale varme- og kraftvarmeverker (55 %) samt på 4 centrale kraftværker

(30 %). Hertil kommer ca. 10 % i 4 industrivirksomheder, mens resten (ca. 5 %) anvendes på et ukendt antal mindre individuelle fyringsanlæg. Der er en tæt kontakt mellem brugerne i den kollektive forsyningssektor, men der er dog ikke tale om nogen fælles indkøbsfunktion. Der er på udbudssiden 3 store aktører, når der tales om indenlandsk produceret flis: HedeDanmark (25 % markedsandel), Skovdyrkerne (10 % markedsandel) og Naturstyrelsen (10 %). Resten af udbudssiden dækkes af en lang række større og mindre aktører (skoventreprenører og mellemhandlere), det er yderst sjældent at den enkelte skovejager har direkte kontakt til aftager (Dansk Skovforening m.fl. 2013).

Træpiller anvendes både i den kollektive energiforsyning (60 %), hos private forbrugere (34 %), i industrien (3 %) og til opvarmning af offentlige bygninger (3 %). Der er for nuværende (2010/11) 2 store indenlandske træpilleproducenter, der dækker omkring 67 % af produktionen, medens resten dækkes af 6 – 10 mindre producenter. Der er omkring 14 store importører, der står for 94 % af importen (2010) medens resten dækkes af knapt 20 mindre og små importører (Energistyrelsen 2011).

3.7.2 Prisforhold mellem dansk og importeret biomasse

Tabel 12 viser priser på importerede træpiller og på indenlandsk produceret halm og træflis.

Tabel 12. Forventede priser for importerede træpiller og dansk produceret halm og træflis (Energistyrelsen, 2012b)

Kr/GJ	Halm	Træflis	Træpiller (industri)	Træpiller (konsum)
2012	27,7	35,5	69,9	80,3
2013	27,9	36	70,4	80,8
2015	28,5	37,1	71,4	81,9
2020	30,0	39,9	74,1	84,5

De anførte priser er Energistyrelsens fremskrivning af energipriserne fra april 2011, som ligger til grund for basisfremskrivning og effektberegninger i *Vores Energi* (Regeringen, 2011). Fremskrivningen af energipriserne er for de fossile brændslers vedkommende baseret på IEA "New policies scenarie". Da IEA ikke har nogle prisfremskrivninger for bio-brændsler er prisudviklingen på biobrændslerne fastlagt med udgangspunkt i den historiske prisudvikling på disse brændsler. Der er derfor frem til 2020 kun forudsat mindre

prisstigninger på biobrændslerne, såvel for de indenlandsk producerede som de importerede.

Halm og træflis handles hovedsageligt på kontrakt, der er dog et mindre spotmarked for træflis. Træpiller til de store forbrugere handles også typisk på kontrakt, men til forskel fra halm- og flismarkedet er der også et relativt stort detailsalg af træpiller til private. Priserne for træpiller til private varierer en del efter, hvor store mængder der aftages og leveringsformen. De anførte prisforskelle mellem halm, træflis og træpiller (industri) kan betragtes som et udtryk for forskellene i investerings- og driftsomkostninger for fyringsanlæg til de forskellige brændsler.

Der er ikke fundet væsentlige prisforskelle mellem indenlandsk produceret og importeret træflis og træpiller. Man skal i denne sammenhæng være opmærksom på, at selve råvareomkostningen til disse biobrændsler kun udgør en relativt lille del af de samlede omkostninger fra fældning/høst til leverance hos aftager. Omkostningseffektiviteten i den samlede produktionskæde vil derfor være afgørende for den endelige pris hos aftager.

Der importeres over 2 mio. tons træpiller og træflis, og mængderne forventes under de nuværende rammebetingelser at ville stige. Det vil være muligt at erstatte størstedelen af denne import med indenlandske ressourcer. Dette vil kunne fastholde og øge antallet af arbejdspladser i især landbrug og skovbrug samt skabe en væsentlig afledt produktion i den øvrige økonomi (Gylling et.al., 2012).

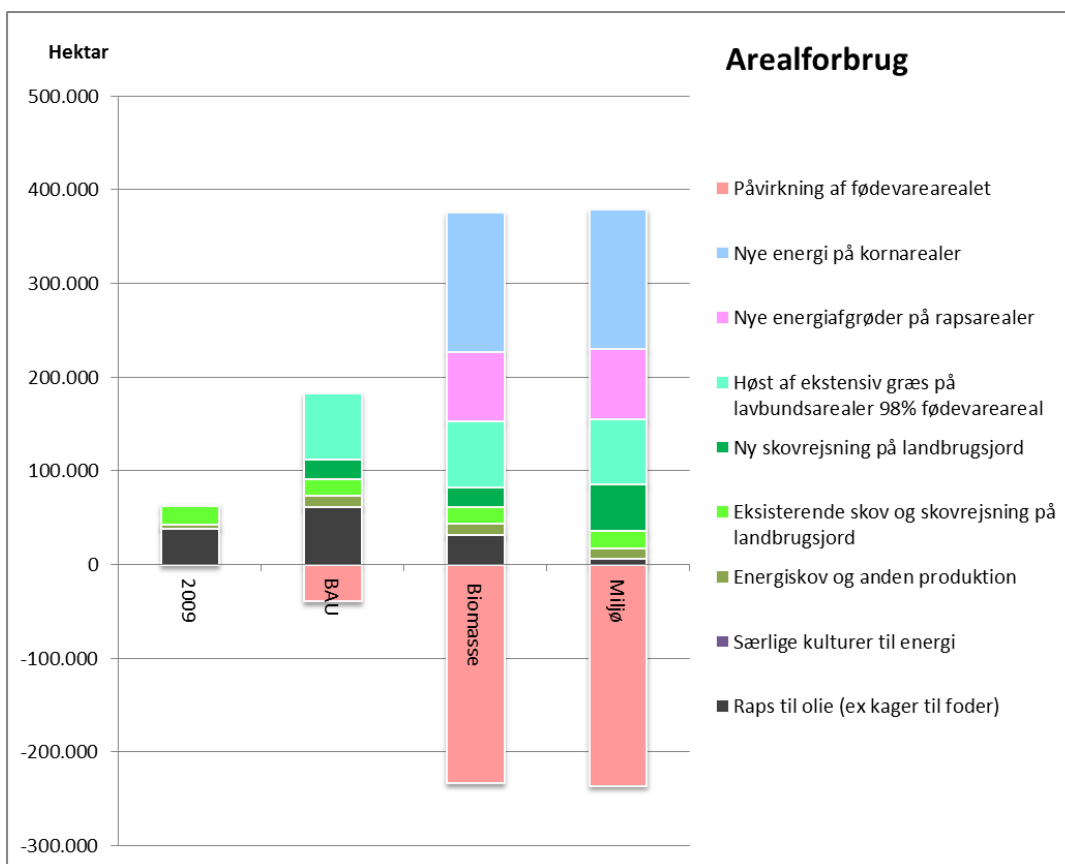
3.8 Hvilke jordarealer kan komme i spil til biomasseproduktion?

Der findes kun meget få ubenyttede produktionsarealer i dansk landbrug. Efter ophøret af den tvungne braklægning er der nu kun godt 22.000 ha i kategorien ”udyrket mark” (GLR, 2011), hvortil kommer ca. 5.000 ha jord, der er udtaget i 20-årige ordninger. Der er dog et areal på godt 200.000 ha med permanent græs (Kristensen & Jørgensen, 2012), som anvendes til græsning og høslæt, men i nogle tilfælde udnyttes meget ekstensivt. Cirka halvdelen af arealet med permanent græs ligger på lavbundsjord, og det er 70.000 ha af dette lavbundsareal, som i +10 mio. tons planen skitseres udnyttet til bio-raffinering (Kristensen & Jørgensen, 2012).

I år 2012 er der udlagt ca. 50.000 ha randzoner, hvor der ikke må dyrkes afgrøder, men der er til gengæld krav om, at arealerne holdes fri for opvoksende vegetation. Energianvendelse af biomassen fra randzonerne er derfor en mulighed, men næppe realistisk på hele arealet, da det kan være vanskeligt at høste og håndtere biomassen fra smalle zoner på ofte våde arealer langs vandløb.

Randzonerne er udtaget fra omdrift af miljøhensyn, og det kan også komme på tale at udtage jord med henblik på at opfylde Vandrammedirektivet eller i forbindelse med den kommende klimalovgivning for landbruget. Disse arealer kan være interessante at udnytte til bioenergi, idet omlægning til flerårige energiafgrøder kan sikre næsten ligeså lav nitratudvaskning som braklægning (Andersen et al., 2011) og kan bidrage til opbygning af kulstof i jorden, selvom den overjordiske biomasse høstes til bioenergi (Don *et al.*, 2012). I +10 mio. tons planen er i miljøscenariet omlagt arealer med kornproduktion til flerårige energiafgrøder i områder af landet med en nitratretektion på under 35 % (ca. 149.000 ha) samt omlagt ca. 74.000 ha raps på planteavlsbedrifter (Kristensen & Jørgensen, 2012).

Disse omlægninger samt udnyttelse af ekstensive græsarealer til bioenergi, skovrejsning m.m. reducerer det fødevarereproducerende areal. I +10 mio. tons planen beregnedes en nettoreduktion (idet der er taget højde for produktivitetsstigninger, jordudtag til byer og veje, samt at en betydelig del af rapsolien i dag udnyttes til energi) i det fødevarereproducerende areal i 2020 på godt 200.000 ha, svarende til ca. 9 % af landbrugsarealet (figur 12).



Figur 12. Arealforbrug i dansk landbrug til decideret biomasseproduktion i 2009 og i tre scenarier for 2020. I scenarioet Business As Usual (BAU) udnyttes de eksisterende ressourcer yderligere uden gennemførelse af tekniske optimeringer eller ændrede dyrkningssystemer. Desuden er vist en nettoeffekt på fødevarearealet af omlægninger til biomasseafgrøder samt af den generelle udvikling frem til 2020. Det samlede landbrugsareal var ifølge GLR godt 2,7 mio. ha i 2009 og forventes i 2020 at være knapt 2,6 mio. ha (Kristensen & Jørgensen, 2012).

3.9 Potentiel foderproduktion ved bioraffinering af biomasse

Ved anvendelse af biomassen i bioraffinaderier kan der ud over bioenergiprodukter og materialer produceres en foderfraktion i form af C5-melasse og/eller protein (Bentsen et al., 2009). Hvis 10-15 % af den grønne og gule biomasse (græs, roer og halm) i scenarierne i +10 mio. tons planen omsættes til foder, vil det producere en mængde foder, som svarer til det der mistes fra de godt 200.000 ha, der omlægges fra nuværende fødevareproduktion (Gylling et al., 2012).

I tabel 13 er beregnet en potentiel produktion af proteinfoder i biomasse- og miljøscenarierne. Det er antaget muligt at udvinde de grønne og gule biomassers proteinindhold, idet det antages, at der med proteinet følger yderligere 50 % tørstof i form af pektin m.m. (Claus Felby, personlig meddelelse). Der er beregnet produktion af ca. 1,1 mio. tons proteinfoder i begge scenarier. Selvom tørstofproduktionen af biomasse er større ved produktion af roer i biomassescenariet end ved produktion af græsser i miljøscenariet, er der et større foderpotentiale i omlægning af korn og raps til biomasseproduktion i miljøscenariet. Det skyldes, at proteinindholdet i roer i gennemsnit af top og rod er antaget til 12 %, mens det i græsser er antaget at være 16 % (Møller et al., 2005).

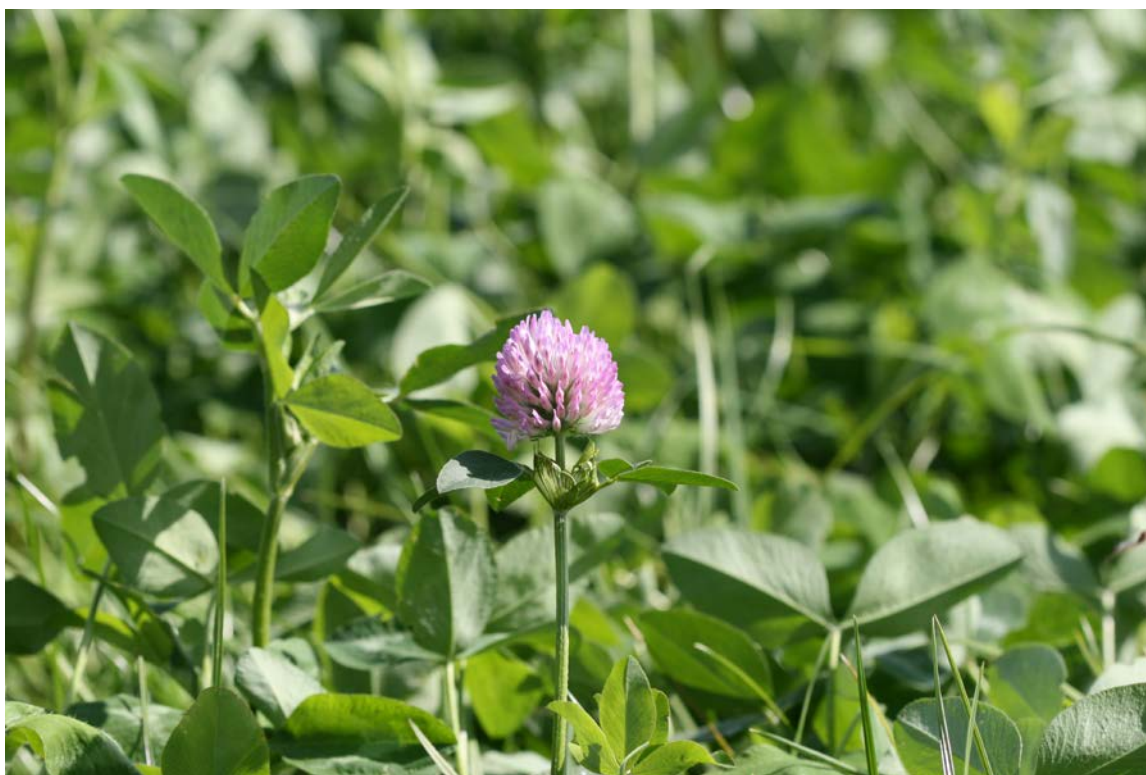
Tabel 13. Potentiel foderproduktion (mio. tons tørstof) i +10 mio. tons planens scenarier ved udvinding af proteinindholdet samt kulhydrater svarende til 50 % af proteinmængden fra halm, frøgræs, biomasseafgrøder (roer/græs), ekstensivt græs på lavbund samt efterafgrøder. Der er således ikke antaget foderproduktion ud fra rapsolie, træ, husdyrgødning, vejrabatter og vandløbsgrøde. Proteinindhold i afgrøderne er fastsat ud fra VSP (2012), Ward et al. (2011) og Møller et al. (2005).

	Biomasse	Miljø
Halm fra korn og raps	0,14	0,13
Frøgræshalm	0,04	0,04
Raps erstattet med biomasseafgrøder	0,25	0,27
Korn i nitratfølsomme områder erstattet med biomasseafgrøder	0,51	0,54
Høst af Permanent græs på lavbundsarealer	0,06	0,04
Efterafgrøder	0,14	0,11
Foder i alt (mio. tons tørstof)	1,14	1,12

Mængden af proteinfoder fra biomasseafgrøder kan være høj, idet indholdet af protein i græs og bælgeplanter er højere end i hvede. Græs og kløver har desuden en bedre aminosyresammensætning, idet der er en større andel af de essentielle aminosyrer lysin og methionin (tabel 14). Tabellen viser også, at totaludbyttet af protein, essentielle aminosyrer og vitaminer kan være højere i græs og kløver end i de traditionelle proteinafgrøder soja, raps og ært. Udfordringen bliver at udtrække proteinindholdet af de grønne biomasser på en kosteffektiv måde, og at sikre en forsvarlig lagring og praktisk foderhåndtering.

Tabel 14. Udbytte af tørstof, protein, essentielle aminosyrer og vitamin E af udvalgte afgrøder under danske forhold på god landbrugsjord (data fra Møller, 2005).

	Udbytte, t/ha	Protein %	Protein, kg/ha	Lysin, kg/ha (% af total- protein)	Methionin, kg/ha (% af total- protein)	Vitamin E, g/ha
Soja	2	35	700	43 (6,14)	9 (1,29)	30
Raps	5	20	1000	60 (6,00)	20 (2,00)	75
Ært	6	22	1300	92 (7,08)	13 (1,00)	50
Hvede	9	11	1000	30 (3,00)	16 (1,60)	90
Kløvergræs	13	12	1500	120 (8,00)	52 (3,47)	600
Rødkløver	12	21	2600	200 (7,69)	90 (3,46)	600
Enggræs	3	12	350	25 (7,14)	12 (3,43)	100



Rødkløver.

4. Bæredygtighed ved produktion og anvendelse af biomasse

4.1 Drivhusgasemissioner

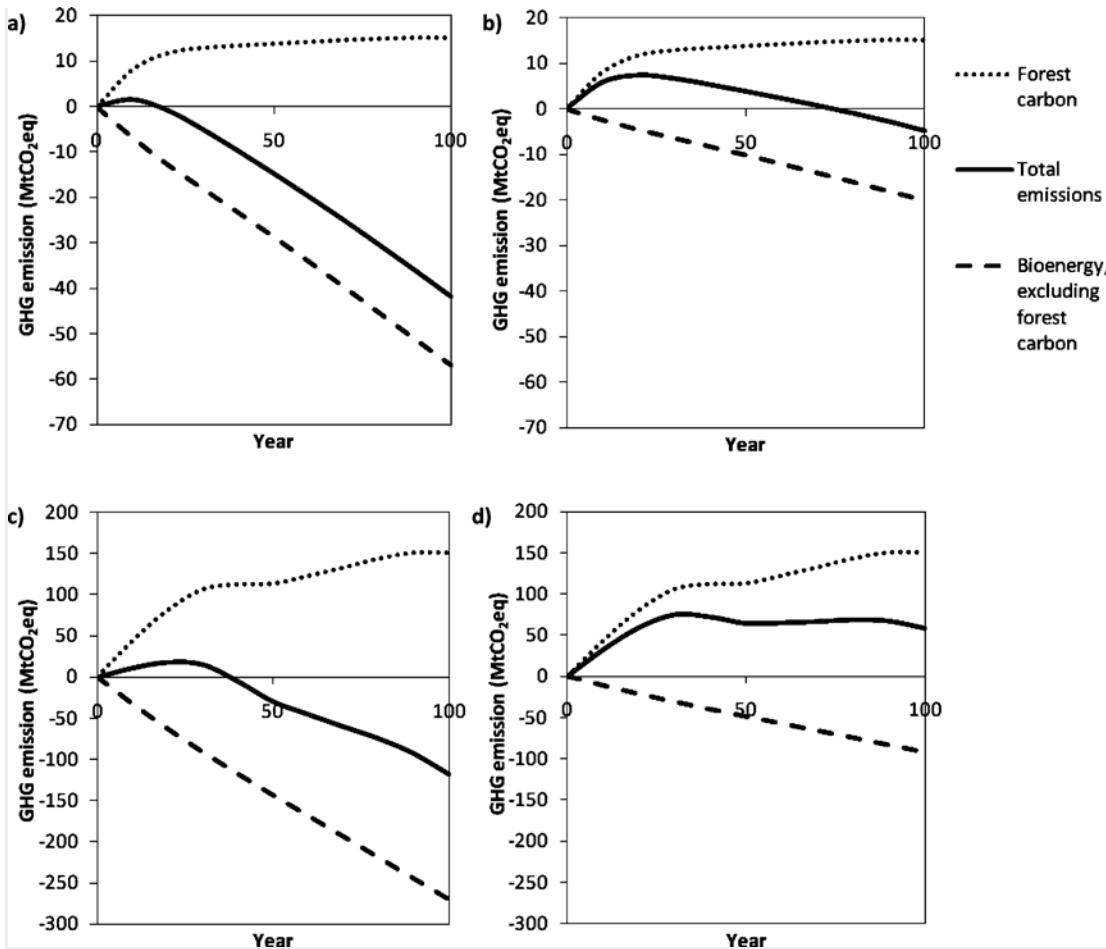
4.1.1 CO₂-optagelse og -frigivelse fra biomasse

Selve frigivelsen af CO₂ ved afbrænding af biomasse kan antages at være CO₂-neutral, hvis der er tale om biomasseressourcer, der fornyes inden for en forholdsvis kort tidshorisont. Hvis der ryddes skov, som har optaget og lagret CO₂ gennem en lang årrække, i et hurtigere tempo end skoven gendannes, vil der derimod opstå en midlertidig øgning af CO₂-emissionen, hvilket kan være problematisk i forhold til at opnå reduktioner på den korte bane inden selvforstærkende temperaturstigninger træder i kraft. Problemet illustreres af figur 13, og har givet anledning til kraftig debat i Danmark og internationalt omkring det bæredygtige i udnyttelsen af skovtræ til energi (Concito, 2011; Skøtt, 2011; Bright *et al.*, 2012; Haberl *et al.*, 2013; Schulze *et al.*, 2012; The Economist, 2013).

Modargumentet er bl.a., at der i de tempererede skove i de seneste årtier har været en stigning i kulstoflagringen, og at fornuftig tyndingshugst kan være med til at fastholde en høj produktivitet i skovene (Skøtt, 2011). Det er dog også afgørende, om der regnes alene på tilbagebetaling af kulstofgælden, sådan som det er illustreret i figur 13, eller om der sammenlignes med udviklingen i urørt skov, der fortsætter med at akkumulere kulstof over en lang periode. Ved sammenligning med urørt skov varer det længere, før bioenergi bliver en fordel for klimaet (Mitchell *et al.*, 2012). Det er derfor en mulighed at udskyde fuld implementering af skovbiomasseteknologi i en årrække med samme eller bedre effekt for klimaet, end ved energiudnyttelse her og nu. Efter en årrække vil kulstofakkumuleringen i skovene nå et maksimum, hvorefter udnyttelse til energi og fortrængning af fossil energi vil være en fordel for klimaet (Junginger *et al.*, 2012). Alt dette er afhængigt af den enkelte skovs udviklingsstatus og management ved rydning og genplantning.

I IPCCs klimascenarier indgår antagelser om fortsat optag af CO₂ i tempererede skove i de beregnede nettostigninger i atmosfærens indhold af CO₂. Hvis alternativt det stigende optag i skovene udnyttes til bioenergi, vil altså ske en øget emission af CO₂ til atmosfæren i forhold til IPCC scenariernes grundforløb (Archer, 2010). Dette modvirkes naturligvis af fortrængning af fossil energi, men da energiteknologer til biomasse oftest har en lavere konverteringseffektivitet end teknologier til fossil energi vil nettoeffekten for klimaet ikke nødvendigvis være positiv. Det betyder igen, at akkumulering i skovtilvækst

kan være en bedre strategi end bioenergiudnyttelse, indtil skovenes maksimale kapacitet for lagring nås.



Figur 13. Akkumuleret drivhusgasemission beregnet for kontinuert høst af skovbiomasse til bioenergi. De prikkede linjer viser den øgede emission af CO₂ fra skovbiomasse som følge af bioenergianvendelsen, de stiplede linjer viser reduktionen opnået ved fortrængning af fossil energi, og de fuldt optrukne linjer viser netto øgning og reduktion af CO₂-emissionen for (a) træpiller fra skovningsrester, der erstatter kul, (b) ethanol produceret ud fra skovningsrester, der erstatter benzin (E85 blanding), (c) træpiller produceret af hele træer, der erstatter kul, og (d) ethanol produceret af hele træer der erstatter benzin (E85 blanding). Fra (McKechnie et al., 2011).

4.1.2 Andre drivhusgasemissioner tilknyttet biomasseproduktion og -anvendelse

Der er dog også en række andre drivhusgasemissioner tilknyttet biomasseproduktion og -håndtering, som bør regnes med ved en samlet evaluering af drivhusgasbalancen for bioenergi eller anden non-food anvendelse af biomasse. Fx vil fjernelse af halm og organisk stof i husdyrgødning fra markerne reducere jordens kulstofindhold, N-gødsning af biomasseafgrøder vil medføre lattergasemission og høst og transport af biomasse har en CO₂-omkostning. Omvendt kan dyrkning af flerårige biomasseafgrøder bidrage til opbygning af jordens kulstofindhold og anvendelse af husdyrgødning til biogas kan reducere emissionen af metan fra gyllelagre. I Olesen et al. (2013b) er nogle af disse forskellige effekter kvantificeret for en række bioenergitiltag (tabel 15).

4.1.3 Drivhusgasemissioner knyttet til produktion af kvælstofgødning

I beregningerne i tabel 15 er energiforbruget til fremstilling af kvælstofgødning såvel som andre inputstoffer og maskiner ikke indregnet, da det i nationale klimaregnskaber ikke tilskrives jordbrugsproduktionen. Fremstilling af N-gødning har dog en forholdsvis høj energiomkostning samt en emission af lattergas, hvis ikke der benyttes katalysatorer på fremstillingsanlæggene, og det kan derfor være relevant at indregne betydningen heraf ved dyrkning af biomasseafgrøder. Emissionen fra gødningsfremstilling er faldende i kraft af teknologisk udvikling og indfasning af miljøtiltag på fremstillingsanlæggene. Tidligere blev ved LCA-vurderinger brugt en værdi for Calcium ammonium nitrat til det danske marked på 9,2 kg CO₂-ækv/kg N (Patyk & Reinhardt, 1997). Men baseret på Elsgaard et al. (2013) regnes nu med en værdi for det danske marked på 4,4 kg CO₂-ækv/kg N, se nedenstående:

- 60 % leveres fra Yara (Yara, 2010) til 3,52 kg CO₂-ækv/kg N produceret
- 40 % leveres fra Baltikum, Polen, Rusland, Holland og Tyskland til 6,8 kg CO₂/kg N (Jenssen & Kongshaug, 2003), dog antaget 20 % forbedret i 2010 dvs. til 5,44 kg CO₂/kg N
- hertil lægges bidrag fra transport: 1000 km med skib a 8,99 g CO₂/tkm + 350 km med lastbil a 227 g CO₂/tkm = 88 g CO₂-ækv/kg N

Det betyder som eksempel, at dyrkning af pil til kraftvarme med en typisk gødsning med 120 kg N/ha indebærer en drivhusgasemission som følge af fremstilling og levering af mineralsk kvælstofgødning på 0,53 ton CO₂-ækv/ha/år ud over de værdier, som er an-

givet i tabel 15. Græsmarker kan enten være med N-fikserende kløver eller andre bælgplanter med begrænset eller ingen N-gødskning, eller der kan dyrkes rene græsser, der kan tilføres over 300 kg N/ha årligt (Naturerhvervsstyrelsen, 2012). En af fordelene ved biogasproduktion er, at næringsstofindholdet kan recirkuleres med den afgassede gylle. Det vil sige, at der ved biogasproduktion ikke skal fratrækkes en emission fra gødningsfremstilling (men evt. en emission knyttet til den omfattende transport af vand i gylle og afgasset gødning, samt evt. øget ammoniakemission i forbindelse med udbringning). Ved udnyttelse af kløvergræs til biogas produceres N-gødning, og dette er baggrund for økologisk jordbrugs interesse i biogasproduktion.

4.1.4 Drivhusgasbalancen ved forskellige biomasseudnyttelser

Det fremgår, at ved anvendelse af halm til kraftvarme reduceres den samlede drivhusgasgevinst betydeligt som følge af faldende kulstofindhold i jorden ved halmfjernelse (tabel 15). Effektiviteten af omsætning af halm til energi kan dog forbedres ved termisk forgasning af halmen, hvorved energiudnyttelsen kan øges. Desuden er ved termisk forgasning beregnet en mindre nedgang i jordens kulstofindhold end ved direkte forbrænding som følge af tilbageførsel af biochar (biokoks) fra forgasningsprocessen.

Ved udnyttelse af husdyrgødning til biogas er beregnet en relativt lille reduktion i jordens kulstofindhold, idet det antages at den andel af det organiske stof, der tilbageføres i den afgassede gylle, er mere stabil i jorden end organisk stof fra ikke-afgasset gylle. Dette er baseret på Thomsen et al. (2013), men der er behov for yderligere dokumentation heraf. Ved afgasning af gylle antages reduktioner i metantab fra gyllelagre og reduceret latertegasemission ved gødskning med afgasset gylle, således at den samlede drivhusgasreduktion ved biogasproduktion er omtrent dobbelt så stor som den reduktion, der alene opnås ved fortrængning af fossil energi (tabel 15). Men også disse effekters størrelse er noget usikker (Olesen et al., 2013b).



Biogasforsøgsanlægget ved AU Foulum.

Ved biogasproduktion på basis af plantebiomasse vil emissionen af metan øges, idet der sker et tab af uforbrændt metan gennem gasmotoren og et tab fra den afgassede plantebiomasse. Da metan er en stærk drivhusgas, vil et tab på ca. 13 % af den producerede metan helt udligne gevinsten ved fortrængning af fossil energi ved energiproduktion af biogassen (Jørgensen & Olesen, 2011). I beregningerne i tabel 15 er antaget et metantab på 1,5 %, hvilket er lavt og forudsætter fokus på reduktion af tabene. Hidtil har metantabet alene fra gasgeneratoren ofte ligget over 2 % (Nielsen et al., 2010).

Ved dyrkning af græs til biogasproduktion vil der ske en lagring af kulstof i jorden, hvilket mere end opvejer det beregnede tab af metan. Det betyder, at selvom majs i disse beregninger giver en større energiproduktion pr. ha end græs, bliver den samlede drivhusgasreduktion omtrent den samme ved dyrkning af majs og græs. Roer har et højt udbyttepotential og hvis også toppen anvendes til biogas (hvilket er under udvikling) er det den afgrøde, der er beregnet til at give den største netto reduktion i drivhusgasudledningerne (tabel 15). Det er dog sandsynligt, at roedyrkning med fjernelse af både top og rod

vil reducere jordens kulstofindhold, men dette er ikke dokumenteret og derfor ikke indregnet.

Drænede organiske jorde i Danmark har som udgangspunkt en meget stor drivhusgasemission, idet det organiske materiale i jorden nedbrydes som følge af ilttilgang ved dræning. Målinger på organiske jorde har i gennemsnit vist årlige tab af kulstof på 8,4 ton C/ha fra vedvarende græs og 11,5 ton/ha (svarende til 31 – 42 ton CO₂-ækvivalenter) fra omdriftsjord (Elsgaard et al., 2012). Denne emission undgås bedst ved at ophøre med dræning af arealerne, således at arealerne oversvømmes og ilttilgang stopper, hvorved en reduktion på ca. 25 ton CO₂/ha forventes at kunne opnås i gennemsnit på de jorde, der er kategoriseret som organiske (hvoraf nogle har et lavere kulstofindhold) (Olesen et al., 2013b). Hvis ikke dræning stoppes, kan vedvarende græsarealer høstes til fx biogasanvendelse. Det forventes at bidrage med en reduktion i drivhusgasemissionerne på ca. 1,65 ton CO₂-ækv./ha ved substitution af naturgas (tabel 15).

Drivhusgasbalancen for energipil er beregnet ved dyrkning på 3 forskellige jordtyper og ved henholdsvis direkte forbrænding til kraftvarme eller ved termisk forgasning (tabel 15). Der er antaget samme substitution af naturgas per ton piletørstof som antaget for halm i Olesen et al. (2013b). Ved dyrkning på sandjord og direkte afbrænding til kraftvarme opnås en mindre fortrængning af fossil energi end ved dyrkning af majs til biogas, men den samlede drivhusgasbalance er bedre end for majs, idet der lagres kulstof i jorden ved pileyndyrkning og sker en reduktion af lattergasemissionen som følge af den kraftige reduktion i nitratudvaskningen ved omlægning til pil. Dyrkning af energipil på bedre jorde og ved termisk forgasning giver større energiproduktion per ha og større samlet drivhusgasbalance end alle øvrige eksempler. Det skal dog bemærkes, at de antagne pileudbytter (som forventes mulige i praksis) er langt højere end de udbytter, der som gennemsnit hidtil er blevet opnået i praksis.

Tabel 15. Estimer for reduktion i drivhusgasudledninger ved tiltag for øget biomasseproduktion eller –udnyttelse i landbruget. Referencen ved afgrødeomlægning er et nuværende kornrigt sædskifte. Opgjort i ton CO₂-ækv/ha/år (beregnet fra Olesen et al., 2013).

Tiltag	CH ₄	N ₂ O	Jord-C	Ener- gi	I alt
Halm ¹ , direkte forbrænding til kraftvarme	0,00	0,11	-0,74	1,59	0,96
Halm ¹ , termisk forgasning til kraftvarme med tilbageførsel af biochar til jorden	0,00	0,11	-0,59	2,56	2,08
Biogas af gylle (per ton gylletørstof)	0,14	0,21	-0,02	0,32	0,64
Biogas af naturplejegræs	-0,33 ²	0,00	0,00	1,98	1,65
Biogas af majs	-1,10 ²	0,00	0,00	6,70	5,61
Biogas af roer	-1,51 ²	0,20	0,00 ³	9,23	7,92
Biogas af økologisk kløvergræs	-0,59 ²	0,00	1,83	3,62	4,86
Biogas af konventionel rajsvingel ⁴	-1,04 ²	-0,78	1,83	6,33	6,34
Energipil organisk jord ⁵ , direkte forbrænding kraftvarme	0,00	0,25	1,20	6,76	8,21
Energipil lerjord ⁶ , direkte forbrænding kraftvarme	0,00	0,19	1,20	7,83	9,21
Energipil sandjord ⁷ , direkte forbrænding kraftvarme	0,00	0,25	1,20	5,17	6,61
Energipil organisk jord ³ , termisk forgasning kraftvarme	0,00	0,25	1,20	10,69	12,13
Energipil lerjord ⁴ , termisk forgasning kraftvarme	0,00	0,19	1,20	12,41	13,79
Energipil sandjord ⁵ , termisk forgasning kraftvarme	0,00	0,25	1,20	8,11	9,55
Skovrejsning ⁸ , lerjord	0,00	0,77	2,57	0,30 ⁹	3,63
Skovrejsning ⁶ , sandjord	0,00	0,83	2,57	0,30	3,69

¹ Halmudbytte antages at være 3,5 tons

² Ved biogasproduktion fra plantemateriale kan forventes en øget metanemission i form af uforbrændt metan gennem gasgeneratoren samt tab fra den afgassede gylle

³ Angivet uændret, da der ikke findes data herfor. Det er dog sandsynligt, at kulstofindholdet i jorden ved roedyrkning og udnyttelse af både rod og top reduceres lidt i forhold til dyrkning af korn, hvor stubben efterlades og den fysiske jordbearbejdning er mindre kraftig.

⁴ I Olesen et al., 2013b er antaget et udbytte på 11 ton/ha tørstof baseret på Videncenter for Landbrugsproduktions budgetkalkuler for græsproduktion. Disse er baseret på rajgræs. Udbytter af strandsvingel og rajsvingel ligger i Landsforsøgene 2-5 ton/ha tørstof højere end i rajgræs (Pedersen, 2012). Her er derfor antaget et udbytte på 14 ton/ha tørstof i rajsvingel

⁵ Udbytte antages at være 12 ton/ha tørstof

⁶ Udbytte antages at være 14 ton/ha tørstof

⁷ Udbytte antages at være 9 ton/ha tørstof

⁸ Ved skovrejsning antages en akkumulering af kulstof i vedmasse og derfor ikke en energiudnyttelse

⁹ Energibesparelse ved omlægning fra landbrug til skov. Ingen energiudnyttelse

Endelig angiver tabel 15 drivhusgasbalancen ved skovrejsning, idet der antages en akkumulering af kulstof i jord og i vedmasse. Det skal understreges at kulstoflagringen ved skovrejsning i tabel 15 er forholdsvis lav, da disse estimater primært vedrører etableringsperioden, og skov vil først opnå den fulde produktivitet efter en årrække. På sigt kan en del af vedmassen udnyttes til bioenergi, men det vil ikke øge den årlige drivhusgasreduktion i forhold til lagring i ved. Det begynder først at ske, når skovens produktivitet falder som følge af aldring, hvorefter en vis udtynding og udnyttelse til energi kan øge produktiviteten i skoven.

4.1.5 Drivhusgaseffekt af udnyttelse af efterafgrøder?

De store arealer med efterafgrøder, der i dag ikke udnyttes, kan være en interessant yderligere biomassekilde, hvis der sikres større udbytter ved tidligere høst af hovedafgrøden og evt. gødsning af efterafgrøderne (Kristensen & Jørgensen, 2012). I analyserne bag ”+10 mio. tons planen” er det antaget, at tidligere etablering af efterafgrøderne, gødsning i nogle tilfælde samt høst af den overjordiske biomasse samlet set ikke vil ændre nitratudvaskningen i forhold til dagens praksis (Jørgensen, 2012), men der er behov for eksperimentel underbygning heraf.

Øget produktivitet og udnyttelse af biomassen i efterafgrøder vil også påvirke de forskellige poster i drivhusgasregnskabet for efterafgrøder. Kvælstof i afgrøderester fra efterafgrøder bidrager med en betydelig lattergasemission, når de nedpløjes (Olesen et al., 2013a). Emissionen fra efterafgrøderesterne udligner eller overstiger den reduktion i lattergasemission, der beregnes som følge af reduceret nitratudvaskning (tabel 16). Afgrøderesterernes lattergasbidrag kan reduceres ved høst af den overjordiske efterafgrøde, hvilket til gengæld reducerer kulstoflagringen. Ved øget produktivitet i efterafgrøden vil til gengæld også mængden af rodbiomasse øges, og det er vanskeligt at vurdere, hvad nettoresultatet på drivhusgasemissionen vil blive. Der er forskning i gang, som nærmere vil klarlægge lattergasemissionen ved forskellige typer af efterafgrøder samt mængden af overjordisk biomasse (se fx www.vfl.dk/optiplant). Der er også forskning i gang, som vil undersøge, hvad høst af den overjordiske biomasse vil betyde for lattergasemissionen, mens der til gengæld ikke er forskning i gang, der kan belyse den samlede drivhusgasbalance ved øget produktivitet i efterafgrøder som foreslået af Kristensen & Jørgensen (2012).

Tabel 16. Reduktion i drivhusgasudledning (kg CO₂-ækv/ha/år) beregnet for efterafgrøder på sand- og lerjord ved nuværende praksis som miljøvirkemiddel og uden høst af biomasse. Data fra Olesen et al. (2013b).

Proces	Sand	Ler
Lattergas fra sparet N-gødning sfa. reduceret N-norm	94	94
Lattergas fra reduceret ammoniakfordampning (reduceret N-norm)	1	1
Lattergas fra planterester	-323	-155
Lattergas fra sparet N-udvaskning	115	55
Lattergas i alt	-113	-5
Kulstoflagring jord fra eftergrødebiomasse	733	733
I alt drivhusgasreduktion fra efterafgrøder	620	728

4.1.6 Samlet beregning af konsekvenser af forskellige biomassescenarier for jordens kulstofindhold

I projektet +10 mio. tons planen (Gylling et al., 2012) er der beskrevet scenarier for øget biomasseleverance fra dansk land- og skovbrug på op til 10 mio. tons tørstof biomasse i det biomasseoptimerede scenarie. Det er tidligere vist, at den største miljømæssige udfordring i forbindelse med kraftig øget udnyttelse af biomasse er at bevare jordens kulstofindhold (Fødevareministeriet, 2008a). Jordens kulstofindhold har, som det fremgår af det følgende afsnit, stor betydning for jordbundens mikrobielle flora og for dyrkningsjordens egnethed som dyrkningsmedium og dermed for den fremtidige biomasse- og fødevareforsyning. Desuden vil nedbrydning af jordens kulstofpulje forårsage et øget CO₂-indhold i atmosfæren.

I +10 mio. tons planens miljøscenario er der taget hensyn til jordens kulstofindhold ved at friholde de arealer, der har kritisk lavt kulstofindhold, for halmfjernelse og for total omsætning af husdyrgødning (i stedet antages bioforgasning, hvor ca. halvdelen af kulstoffet returneres). Desuden antages en øget skovrejsning, flere efterafgrøder og omlægning til flerårige biomasseafgrøder. Konsekvenserne af disse valg og forskellige grader af biomassefjernelse er beregnet i tabel 17. Samlet set betyder gennemførelse af de tre scenarier, at jordens indhold af kulstof vil reduceres med årligt 191-397.000 ton. Det skal i den sammenhæng bemærkes, at det er under antagelse om, at al den anvendte biomasse omsættes 100 % til energi og materialer, således at der ikke sker nogen recirkulering af kulstof til dyrkningsjorden.

Det er i praksis meget sandsynligt, at noget af kulstoffet vil blive recirkuleret i form af fx afgasset gylle eller biochar (biokoks). Ved den nuværende praksis for biogasproduktion returneres således ca. 50 % af kulstoffet, og en ny undersøgelse antyder, at det letomsættelige kulstof, der udnyttes i biogasprocessen, ikke har stor, langsigtet betydning for jordens kulstofpulje (Thomsen et al., 2013). Nederst i tabel 17 er derfor gennemført en alternativ beregning, hvor dagens biogasteknologi anvendes på husdyrgødning. I det tilfælde beregnes kun en reduktion i jordpuljen på 16-17.000 ton/år C som følge af husdyrgødningsudnyttelsen. Dermed opnås i miljøscenariet samlet set en stigning i jordens kulstofindhold, mens der fortsat beregnes et fald på 97-142.000 tons C årligt i Business As Usual (BAU) og i det biomasseoptimerede scenario. Det skal understreges, at der er stor usikkerhed knyttet til disse beregninger, og at resultaterne også afhænger af, hvilken tidshorisont effekten vurderes over.

De anførte fald i jordens kulstofindhold er store, men betyder ikke umiddelbart faldende jordkvalitet på jorder, der ikke har kritisk lave kulstofindhold i forvejen. Dyrkningsjordens totale kulstofindhold er nemlig meget stort, således at de beregnede fald kun udgør en lille procentdel heraf, selv efter 50 års biomasseudnyttelse (Fødevareministeriet, 2008a). Men på længere sigt bør der sammensættes en biomasseforsyning, der sikrer en stabilitet eller evt. en stigning i jordens kulstofindhold. Det kan fx opnås ved at vælge det beskrevne miljøscenario, idet husdyrgødning omsættes til biogas med recirkulering af en del af kulstoffet, således som det sker i dag. Alternativt kan en mere omfattende omlægning til flerårige biomasseafgrøder bidrage til at øge kulstofpuljen og udligne de store fald forårsaget af omfattende halmudnyttelse og af totaludnyttelse af husdyrgødning.



Rapsmark. Foto: Colorbox.

Tabel 17. Effekt på lagring af kulstof i jord (ton C/år) set over en 20-årig periode af at gennemføre forskellige scenarier for øget biomasseproduktion og udnyttelse, som beskrevet i Gylling et al. (2012).

	BAU	Biomasse	Miljø
Raps til olie ¹	0	0	0
Energiskov ²	3.134	3.134	3.134
Ny biomasse på rapsarealer – roer/græs ³	-	-20.456	37.125
Ny biomasse på kornarealer – roer/græs ³	-	-41.098	74.588
Høst af græs på lavbundsarealer ⁴	0	2.875	-2.104
Skovrejsning på landbrugsjord, løv ⁵	941	941	2.228
Skovrejsning på landbrugsjord, nål ⁶	3.240	3.240	7.673
Høst af vejrabatter ⁷	-	-959	-959
Høst af eksisterende efterafgrøder ⁸	-	-3.230	-9.690
Høst af ”nye” efterafgrøder (hvor der ikke har været efterafgrøder før) ⁹	-	1.190	10.020
Effekt af øget efterafgrødeareal der ikke høstes ¹⁰	-	13.100	17.150
Øget udnyttelse af husdyrgødning (al kulstof udnyttes) ¹¹	-271.978	-271.978	-258.428
Øget udnyttelse af halm ¹²	-69.477	-65.897	-53.741
Øget udnyttelse af frøgræs ¹²	-17.618	-17.618	-17.618
Samlet ændring i C-indlejring i jorden	-351.758	-396.755	-190.621
Samlet ændring i C-indlejring ved bioforgasning af husdyrgødning i stedet for total udnyttelse ¹³	-96.962	-141.959	51.481

¹ Jordens kulstofindhold påvirkes ikke af udnyttelsen af olien

² Etablering af pil, poppel o.l. antages at lagre 428 kg C/ha/år (Fødevareministeriet, 2008b)

³ Reduktion i jordens kulstofindhold ved omlægning til roedyrking med fjernelse af både rod og top er gennemsnit for sand- og lerjord fra Hamelin et al. (2012). Ved omlægning til græsproduktion antages lagring af 500 kg C/ha/år (Fødevareministeriet, 2008b).

⁴ I biomassescenariet øges produktiviteten i græsmarkerne ved øget gødskning, hvilket antages at forårsage en øget rodproduktion og en lagring af 41 kg C/ha/år. I miljøscenariet reduceres produktiviteten ved ophør af gødskning, hvilket antages at forårsage en reduceret rodproduktion og en reduktion i lagringen på 30 kg C/ha/år.

⁵ På kortere tidshorisont (0-30 år) forventes ved skovrejsning alene en stigning i jordens kulstofindhold i O-horisonten (Lars Vesterdal, personlig meddelelse). For løvskov antages lagring af 90 kg C/ha/år.

⁶ På kortere tidshorisont (0-30 år) forventes ved skovrejsning alene en stigning i jordens kulstofindhold i O-horisonten (Lars Vesterdal, personlig meddelelse). For nåleskov antages lagring af 310 kg C/ha/år.

⁷ Ved den antagne høst af 2 ton/ha tørstof årligt fra vejrabatter forventes en reduktion i kulstoflagringen på 135 kg C/ha/år

⁸ Udbyttet af efterafgrøder antages øget i biomasse og miljøscenariet, hvilket antages at medføre en øget rodproduktion. Den øgede kulstoflagring herfra mere end modsvares dog af høsten af den overjordiske biomasse. I biomassescenariet antages en reduceret lagring på 17 kg C/ha/år. I miljøscenariet antages en reduceret lagring på 51 kg C/ha/år

⁹ I 2020 antages et øget efterafgrødeareal, dels som følge af den generelle udvikling på miljøområdet, dels i miljøscenariet som et særskilt tiltag. I biomassescenariet (hvor der antages højere udbytte af efterafgrøden end i miljøscenariet), antages en lagring på 183 kg C/ha/år, og i miljøscenariet på 149 kg C/ha/år

¹⁰ Det antages i scenarierne, at 75 % af efterafgrødearealerne høstes. De 25 % af yderligere efterafgrødearealer, der ikke høstes, antages heller ikke at have opnået et øget udbytte i forhold til i dag, og lagringen antages at være 200 kg C/ha/år (Fødevareministeriet, 2008b)

¹¹ Det antages, at 25 % af kulstoffet i husdyrgødning ville have bidraget til jordens kulstofpulje efter 20 år (Thomsen & Christensen, 2010)

¹² Det antages, at 15 % af kulstoffet i plantetørstof ville have bidraget til jordens kulstofpulje efter 20 år (Christensen, 2004)

¹³ Ved bioforgasning antages det, at den kulstofmængde, der afgasses ville have bidraget til kulstoflagring med 25 % af den effekt, der fås fra kulstof i plantemateriale. Det vil sige, at $0,25 \times 15 \% = 3,75 \%$ af det udnyttede kulstof antages at ville have været lagret i jorden efter 20 år (Olesen et al., 2013b).

4.2 Betydning af fjernelse af biomasse for jordens mikrobielle aktivitet og jordkvalitet

4.2.1 Hvad er sammenhængen mellem biomasse og jordkvalitet?

Fjernelse af halm og husdyrgødning til teknisk anvendelse, fremfor nedmuldning i jorden, mindsker fødegrundlaget for jordens mikroorganismer. Dette kan medføre en nedgang i jordens mikrobielle aktivitet og diversitet, såfremt der ikke kompenseres gennem dyrkningsmæssige tiltag, som tilfører jorden letomsætteligt organisk stof. Jordens mikrobielle aktivitet omsætter planterester og andet organisk materiale til mineralske næringsstoffer og CO₂. Samtidig er mikroorganismene fødegrundlag for højere trofiske led i jordens økosystem, og har derigennem betydning for den samlede biodiversitet.

Jordens mikrobielle aktivitet bidrager til at opretholde en god jordkvalitet blandt andet gennem dannelse af ekstracellulære polysaccharider og svampehyfer, der sammenvæver jordens primære bestanddele til små og større jordkrummer også kaldet aggregater (Watts et al., 2001). Denne strukturopbygning er helt afgørende for, at jorden bliver bekvem i dyrkningsøjemed, det vil sige at den nemt kan bearbejdes til såbed og smuldrer uden at blive pulveriseret (Hansen, 2011). Desuden betyder en god struktur, at jorden har et forgrenet net af hulrum af forskellig størrelse, der modvirker vanderosion, tillader forgrenet rodvækst og leder luft frem til planterødderne (Schjønning et al., 2009).

4.2.2 Kvantitative og kvalitative sammenhænge mellem tilførsel af organisk stof og jordkvalitet

Som beskrevet har organisk stof i jorden betydning for jordens frugtbarhed blandt andet gennem gavnlige effekter på mikrobiel aktivitet, der medvirker til at opretholde en stabil jordstruktur. Det er dog vanskeligt at angive klare grænseværdier for, hvor meget organisk stof der bør være i en jord for at sikre en god frugtbarhed (Schjønning et al., 2009; Jensen, 2010). Det samme gælder i forhold til jordens mikrobielle aktivitet. Jordens indhold af organisk stof kan øges dels direkte ved at tilføre husdyrgødning og afgrøderester (halmnedmuldning), dels indirekte ved at holde jorden dækket med afgrøder, der afsætter kulstof gennem rodsystemet. Undersøgelser under danske forhold har vist, at årlig

nedmuldning af normale halmmængder på langt sigt medfører, at ca. 14 % af halmens kulstof indlejres i jordens organiske stof (Thomsen & Christensen, 2004). Tilførsel af fast husdyrgødning og gylle har tilsvarende en positiv virkning på jordens kulstofindhold.

Afbrænding af al halm fra en kornmark er beregnet til at forårsage en reduktion i jordens organiske stofindhold svarende til 0,74 tons CO₂-ækv/ha årligt (tabel 15). Dyrkning af efterafgrøder giver meget variabel biomasseproduktion, men vurderes i gennemsnit at bidrage med organisk stof i jorden svarende til 0,73 tons CO₂-ækv/ha årligt (Olesen et al., 2013b). Det betyder altså, at nedgangen i jordens kulstofindhold og reduktion i den mikrobielle aktivitet ved halmfjernelse kan forventes omtrent udlignet ved dyrkning af efterafgrøder på et tilsvarende areal, som det der fjernes halm fra.

Ikke alle længerevarende forsøg med nedmuldning af halm har dokumenteret en statistisk sikker effekt (stigning) på jordens indhold af organisk stof (Powlsen et al., 2011). Selvom tilbageførsel af halm i nogle tilfælde kan have en forholdsvis begrænset effekt på jordens langsigtede indhold af organisk stof, tyder en række undersøgelser på, at der optræder en større, disproportional effekt på jordens mikrobielle aktivitet og kvalitet (Powlsen et al., 1987). Dette blev blandt andet påvist af Watts et al. (2001), der inkuberede en dyrket jord alene eller med tilsætning af organisk materiale i form af rajgræs eller tørv. Aggregatstabilitet (og mikrobiel aktivitet) blev forøget i inkubationerne med rajgræs (et let omsætteligt substrat), mens dette ikke var tilfældet i inkubationerne med tørv (et relativt stabilt kulstofmateriale). I forsøg, hvor den mikrobielle aktivitet blev hæmmet eksperimentelt (med chloroform), kunne det direkte påvises, at aggregat-dannelsen var betinget af mikrobiel aktivitet (Watts et al., 2005). Disse resultater antyder, at dyrkningstiltag, der begrænser den mikrobielle aktivitet kan være skadelige for den fysiske jordkvalitet, selvom der kun er begrænset effekt på jordens totale indhold af organisk stof (Powlsen et al., 2011).

Den langsigtede indbygning af organisk stof dækker over et dynamisk forløb, hvor tilførsel af frisk biomasse (fx halm) på kort sigt medfører kraftig stigning i jordens mikrobielle biomasse og aktivitet. Feltforsøg med tilførsel af 10 ton/ha hvedehalm viste, at jordens mikrobielle biomasse blev fordoblet i løbet af den første uge efter udbringningen, for derefter gradvist at falde og nærme sig udgangspunktet i løbet af et år (Ocio et al., 1991).

Det er derfor af betydning for den mikrobielle aktivitet hvilken type biomasse, der tilføres til jorden.

4.2.3 Kan jordkvaliteten opretholdes ved tilførsel af tungtomsætteligt kulstof?

Jordens kulstofindhold kan for så vidt opretholdes gennem tilførsel af organisk materiale, hvor de let omsættelige fraktioner allerede er omsatte. Herved indlejres en kulstofpulje i jorden, der allerede er delvis stabiliseret, men dette sker med reduceret (eller uden) involvering af jordens mikrobielle aktivitet. Dette blev for nylig illustreret i forsøg under danske forhold (Thomsen et al., 2013). Her blev en lerblandet sandjord tilsat organisk materiale i form af kvægfoder (baseret på majs, lucerne og raps) enten i frisk tilstand, efter bioforgasning, efter fordøjelse (fæces fra køer) eller efter bioforgasning af fæces. Jorden blev inkuberet under kontrollerede betingelser gennem en periode på godt 8 måneder.

På trods af det forskellige indhold (og kvalitet) af organisk C i de fire former for tilsat biomasse, viste det sig, at omtrent den samme andel (12-14 %) af det oprindelige C indhold i kvægfoderet endte som indlejret C i jordens pulje af stabiliseret organisk stof (Thomsen et al., 2013). Den mikrobielle aktivitet i jorden var mindre, når det tilførte kulstof havde været gennem bioforgasning. Betydningen af dette for jordens kvalitet på kort og længere sigt kræver nærmere undersøgelse, men en nedsat mikrobiel aktivitet kan påvirke de afledte effekter, der knytter sig til dannelse af jordstruktur, omsætning og nedbrydning af fremmedstoffer (fx pesticider og organiske forureninger) samt antagonistiske effekter i forhold til plantepatogener.

Som et yderpunkt i eventuel tilbageførsel af omsat biomasse til den dyrkede jord kan tilførsel af termisk stabiliseret biomasse (biochar) være en fremtidsudsigt. Biochar er kulstof, der dannes, når organisk materiale omdannes ved høj temperatur og lavt ilttryk. Processen (pyrolyse) udnyttes til at skabe energi fra biomasse som fx halm og træflis, men som følge af ufuldstændig omsætning bevares cirka halvdelen af biomassens kulstof i fast form som biochar (Lehmann, 2007). Via dette biochar kan en del af den afhøstede biomasse tilbageføres til jorden som en stabil kulstofpulje (Bruun et al., 2008), der fysisk-kemisk medvirker til at fastholde næringsstoffer i jorden. Biochar-partikler har store indvendige overflader og porer, der kan være vigtige for biologiske processer, og kan i nogen grad sammenlignes med aggregater i jord. De strukturdannende og biologiske ef-

fekter af biochar i jord er dog endnu ikke tilstrækkeligt belyst (Lehmann et al., 2011), og betydningen for den mikrobielle aktivitet kræver nærmere afklaring.

4.3 Pesticidforbrug

4.3.1 Effekter af udnyttelse af husdyrgødning og halm

Energiudnyttelse af husdyrgødning formodes ikke at have nogen direkte betydning for pesticidforbruget. Halmfjernelse kan derimod have en positiv indflydelse på kornsygdomme (bl.a. bygbladplet og skoldplet i byg og hvedebladplet og Fusarium i hvede) i kornrige sædskifter, specielt ved reduceret jordbearbejdning. Ved ukrudtsbekæmpelse med jordmidler som Boxer og Stomp kan halm på eller nær jordoverfladen binde midlerne, og en forøgelse af doseringen kan blive nødvendig (Kudsk & Mathiassen, 2006). Denne problemstilling er mest aktuel ved reduceret jordbearbejdning.

Hvis, på længere sigt, det organiske stofindhold i jorden bliver kritisk lavt som følge af omfattende udnyttelse af halm og husdyrgødning i græsfattige sædskifter, kan dyrkningssikkerheden reduceres med et stigende pesticidbehov til følge.

4.3.2 Effekter af omlægning af afgrødevalg

Miljøstyrelsen opgør årligt landbrugets pesticidforbrug i form af Behandlingshyppighed (BH) og nu også Belastningsindeks (BI) (tabel 18). Valget af biomasseafgrøder vil påvirke pesticidforbruget. Der er således et højt pesticidforbrug tilknyttet Danmarks mest omfattende energiafgrøde, raps, med værdier for BH/BI på 3,71/3,83, mens omlægning til græsafrøder vil reducere BH/BI til 0,07/0,20 (tabel 18). Majs, der i stigende grad anvendes til biogas, har et forholdsvis lavt pesticidforbrug med BH/BI på 1,12/0,63. Roer har et højt udbyttepotentiale og kan også udnyttes til biogas, men har p.t. et højt BH/BI på 3,02/3,79.

Der er naturligvis mulighed for at udvikle dyrkningsmetoder, der kan reducere en given afgrødes pesticidforbrug. Fx skyldes størstedelen af pesticidforbruget i roer ukrudtsbekæmpelse, og udvikling af mekanisk ukrudtsbekæmpelse i roer vil kunne reducere pesticidbelastningen i denne afgrøde markant. Det har dog foreløbigt ikke været muligt at opnå tilfredsstillende resultater med mekanisk ukrudtsbekæmpelse i roer (Rasmussen, 2011).

Der findes ikke officielle opgørelser af forbruget i deciderede biomasseafgrøder som pil og elefantgræs i Bekæmpelsesmiddelstatistikken eller andre steder. Ofte vil kvalitetskravene til biomasseafgrøder være lavere end ved dyrkning af tilsvarende afgrøder til fødevarer, hvilket reducerer behovet for pesticider. Flerårige biomasseafgrøder er (bortset fra etableringsfasen) konkurrencestærke overfor ukrudt og har derfor et lavere pesticidbehov. I tabel 19 er angivet pesticidbehandlingshyppighed fra tidligere dyrkning af forskellige biomasseafgrøder i Danmark, hvoraf dog kun dyrkningen af pil hos Ny Vraa Bioenergi I/S er sket under kommercielle vilkår. Større pileavlere er mere og mere gået over til mekanisk ukrudtsbekæmpelse og Ny Vraa, der dyrker pil på ca. 250 ha, er på det seneste blevet omlagt til økologisk drift.



Majsmark. Foto: Colourbox.

Tabel 18. Pesticidbehandlede arealer i 2011 og deres behandlingshyppigheder i afgrødegropper (Miljøstyrelsen, 2012).

	Total	Korn, vintersæd	Korn, vårsæd	Raps, vinter+vår	Andre frø	Kartofler	Rør	Ærter	Majs	Grønsager	Græs og kløver
Landbrugsareal 2011 (ha)	2.242.231	942.507	554.187	152.520	61.971	39.099	43.888	6.214	168.029	6.334	267.483
Behandlingshyppighed	3,18	3,00	2,32	3,71	2,73	10,17	3,02	4,96	1,12	5,46	0,07
Belastningsindeks	3,17	3,63	2,64	3,83	2,29	10,58	3,79	7,88	0,63	17,82	0,20

Tabel 19. Behandlingshyppighed for forskellige biomasseafgrøder sammenlignet med den nuværende behandlingshyppighed for dansk landbrug (Miljøstyrelsen, 2012). Triticale blev dyrket hos landmænd under "Energiafgrøde-programmet", pil og elefantgræs er dyrket i forsøg ved AU og pil er dyrket under kommercielle forhold ved Ny Vrå Bioenergi I/S.

Triticale 1997-98	0,9
Triticale 1998-99	0,7
Elefantgræs Foulum, 1993-2000	0,6
Elefantgræs Jyndevad, 1993-2000	1,0
Pil Foulum, 1993-2000	0
Pil Jyndevad, 1993-2000	0,4
Pil Ny Vrå Bioenergi (Anders Bach, pers. medd.)	0,5
Gennemsnit dansk landbrug 2011	3,18

På den anden side er der en risiko for, at der med stigende arealer med nye biomasseafgrøder vil forekomme stigende problemer med sygdomme og skadedyr. Fx er set flere eksempler på voldsomme angreb af bladlus i pil i Danmark (figur 14). Det vil være vanskeligt at sprøjte mod skadedyr i tilvoksede pilemarker, og det vil næppe være en økonomisk rentabel strategi at forfølge. Plantning af klonblandinger (McCracken & Dawson, 2003) og fokus på stor genetisk variation i resistensforædlingen (Begley *et al.*, 2009) vil formentlig være mere fornuftige strategier.



Bladlus på pilesorten Inger. Foto: Jens B. Kjeldsen, AU.

I Jacobsen & Dubgaard (2012) er forbruget af pesticider ved dyrkning af pil beregnet ved to forskellige strategier. I standardløsningen sker der en behandling i etableringsåret med Glyphogan og Quartz, mens der i året efter etablering anvendes Quartz. Endelig behandles der med Glyphogan i året efter høst; altså fem gange i løbet af de 18 år. Analysen viser, at pesticidforbruget ved denne strategi kan opgøres som en årlig BH på 0,08 og et belastningsindeks på 0,35. I tilfælde af problematisk rodukrudt er der behov for en mere intensiv pesticidstrategi, hvor der også anvendes bl.a. Agil og Matrigon. Ved denne strategi bliver BH 1,28 pr. år og belastningsindekset 2,59. Disse niveauer kan sammenlignes med det gennemsnitlige BH for dansk landbrug i 2011 (eksklusive økologiske og udyrkede arealer) på 3,18 (belastningsindeks 3,27), med BH i den største afgrødegruppe, vintersæd på 3,00 (belastningsindeks 3,63) og i græs- og kløvermarker på 0,07 (belastningsindeks 0,20) (tabel 20).

I scenarierne i +10 mio. tons planen (Gylling et al., 2012) øges arealerne med skov, energiskov og biomasseafgrøder, idet op til ca. 9 % af landbrugsarealet omlægges fra fødevarerproduktion til biomasseproduktion. I biomassescenariet omlægges korn- og rapsarealer til roer med omtrent samme BH, mens der i miljøscenariet omlægges til flerårige græsser, der har langt lavere BH (tabel 20). En samlet beregning (under forudsætning af,

at omlægningen sker i konventionelt jordbrug) viser, at omlægningen vil reducere det gennemsnitlige BH fra ca. 3,2 i dag til 2,8 i miljøscenariet i 2020 under forudsætning af uændret pesticidforbrug i den øvrige landbrugsproduktion (tabel 20). En beregning af effekten på BI viste omtrent samme ændring. Af de enkelte omlægninger er der størst effekt af omlægningen af 149.000 ha kornareal med BH 2,75 (arealvægtet forhold mellem vinter- og vårsæd (tabel 20)) til græsarealer med BH 0,07.

Tabel 20. Beregning af effekten på gennemsnitlig behandlingshyppighed i konventionelt landbrug i 2020 ved gennemførsel af scenarierne i +10 mio. tons planen (Gylling et al., 2012). Data fra Kristensen og Jørgensen (2012) samt Miljøstyrelsen (2012). Der antages ikke at være effekt på pesticidforbruget af en øget udnyttelse af halm, husdyrgødning, efterafgrøder og enggræs.

	Business As Usual	Biomasse	Miljø
Areal, ha			
Energiskov	11.661	11.661	11.661
Biomasseafgrøder på rapsarealer		74.249 ¹	74.249 ²
Biomasseafgrøder på kornarealer		149.176 ¹	149.176 ²
Skovrejsning	20.900	20.900	49.500
BH-ændring			
Energiskov ³	3,18->0,5	3,18->0,5	3,18->0,5
Biomasseafgrøder på rapsarealer		3,71->3,02	3,71->0,07
Biomasseafgrøder på kornarealer		2,75->3,02	2,75->0,07
Skovrejsning ⁴	3,18->0,0	3,18->0,0	3,18->0,0
Gns. BH i 2020	3,14	3,13	2,78

¹ Roer

² Græs

³ BH antages at blive på 0,5 i energiskov (pil og poppel)

⁴ BH antages at være 0 ved skovrejsning, selvom der kan være et vist herbicidforbrug ved etableringen

4.4 Næringsstofftab til vandmiljøet

Både udnyttelsen af restprodukter som gylle og halm og dyrkning af deciderede biomasseafgrøder kan have betydning for næringsstofudnyttelse og -tab i jordbruget. De to vigtigste næringsstoffer, set fra et miljøsynspunkt, er N og P, da de er ansvarlige for problemer med eutrofiering af vandmiljøet.

4.4.1 Effekt af halmudnyttelse

Udnyttelse af halm forventes ikke at ændre væsentligt på kvælstofudvaskningen fra landbrugsjorden. Ved nedmuldning af halm om efteråret er der blevet registreret en reduktion i nitratudvaskningen i den efterfølgende vinter sammenlignet med fjernelse af halmen (Christensen & Schjønnung, 1987). Men på længere sigt formodes nedmuldning af halm at bidrage til en svag stigning i kvælstofudvaskningen som følge af et stigende indhold af mineraliserbart organisk stof. For fosfor betyder udnyttelse af halm, at der fjernes lidt mere P fra arealet, end hvis halmen nedmuldes, hvilket på længere sigt kan medvirke til at reducere fosforoverskuddet på husdyrgødede kornarealer.

4.4.2 Effekt af udnyttelse af husdyrgødning på næringsstofftab

Det organiske stof i husdyrgødning kan omsættes til energi dels ved biogasbehandling, dels ved afbrænding eller bioraffinering af fiberfraktionen. Husdyrgødning har tidligere været en stor kilde til nitratudvaskning fra landbruget, men gennemførslen af vandmiljøplanerne har reduceret gylleudbringningens bidrag (dybstrøelse og afsætning på græs ikke indregnet) til nitratudvaskningen til ca. 7 % af den samlede udvaskning (Schou et al., 2007). Dette bidrag kan yderligere reduceres ved at udnytte det organiske stof i gyllen til energi, hvorved det organisk bundne kvælstof mineraliseres eller omdannes til frit kvælstof, således at udnyttelsen af kvælstof i den resterende gyllefraktion kan blive ligeså effektiv som udnyttelsen af handelsgødning.

Man skal dog huske, at organisk stof (humusindhold) også er meget vigtigt for jordens kvalitet som dyrkningsmedium (se afsnit 5), og derfor kan man i yderste konsekvens risikere dårligere plantevækst og dårligere næringsstofudnyttelse ved at afbrænde eller bioraffinere alle gyllefibre og al halm, hvis ikke der iværksættes kompensatoriske tiltag. Flere efterafgrøder, omlægning til flerårige afgrøder og udspredning af biochar er mulige kompensatoriske tiltag.

4.4.3 Generelt om N-udvaskning fra husdyrgødning

På langt sigt er der en større udvaskning efter tilførsel af organisk bundet N end fra mineralsk N, når gødning tilføres om foråret. Det mineralske N er umiddelbart tilgængeligt for planterne, mens det organiske N først skal mineraliseres. Da mineraliseringen også sker i perioder uden plantevækst i efterårs- og vinterperioden er planteudnyttelsen heraf ringere og udvaskningen større end fra mineralsk N tilført på et tidspunkt, hvor planter kan udnytte det.

Frigivelsen af det organisk bundne N sker over en lang årrække på op til 100-200 år. Det betyder, at en del af den ekstra udvaskning fra det organiske N først sker på meget lang sigt. Som en grov tommelfingerregel regner vi med, at ca. 30 % af det mineralske N og 45 % af det organiske N udvaskes (set over 200 år) i kornrige afgrødesystemer. Disse udvaskningsfaktorer kan ikke betragtes som statiske, idet fx udbredt anvendelse af efterafgrøder og afgrøder med lang vækstsæson vil betyde lavere udvaskning. Udvasningen er desuden både influeret af jordtype og klimaforhold. Hovedparten af udvaskning fra det mineralske N sker inden for de første år efter tilførslen, mens hovedparten af udvaskningen fra det organiske N først sker på længere sigt. Set over en kortere periode på 1-5 år er udvaskningen i kornrige sædskifter stort set proportional med mængden af tilført total-N (mineralsk + organisk N), så længe tilførslen af plantetilgængeligt N ligger omkring det økonomisk optimale eller lavere (Kristensen et al., 2003; Thomsen et al., 1997; Sørensen & Birkmose, 2002).

4.4.4 Effekter af bioforgasning på N-tilgængelighed

Ved bioforgasning af husdyrgødning sker der en omsætning af organisk bundet kvælstof til mineralsk N og mængden af letomsætteligt kulstof i gødningen reduceres. Det betyder at plantetilgængeligheden af N i gylle stiger med typisk 10-20 %-point i tilførselsåret, hvis N-tabene holdes uændrede (Sørensen & Møller, 2009; Sørensen et al., 2012). Til gengæld er der en lavere eftervirkning i årene efter tilførslen (Schröder et al., 2007). Bioforgasning af organiske gødninger med en større andel af organisk N, som fx fast gødning, fiberfraktion og plantemateriale medfører en større stigning i plantetilgængelighed (Sørensen et al., 2012). Set over en 10-årig horisont kan det forventes, at der kan opnås en N-udnyttelse på mindst 80 % for blandet biogasgylle, svarende til en stigning på 6-10 %-point i forhold til tilsvarende ubehandlet gylle (Petersen & Sørensen, 2008; Knudsen, 2012).

4.4.5 N-udvaskningseffekt af afgasning af husdyrgødning

I dag kan N-udnyttelseskravet til afgasset gylle fastsættes ud fra en vægtet beregning af udnyttelseskravet for de gødninger og affaldsprodukter, der er tilført biogasanlægget. Det betyder, at det samlede udnyttelseskrav er uændret, og tilførslen af total-N, inklusive supplerende handelsgødning, er dermed uændret efter bioforgasning. Afhængigt af sammensætningen af den afgassede gødning er udnyttelseskravet til afgasset gylle normalt 65-70 %.

Ved uændret N-tilførsel efter bioforgasning må forventes omtrent uændret udvaskning set over en kortere horisont, idet der sker en uændret tilførsel af total-N. På meget lang sigt (100-200 år) kan der forventes en lidt lavere udvaskning efter bioforgasning. Den langsigtede reduktion ved afgasning af ren svinegylle kan beregnes til 2,3 kg N/DE ud fra en antagelse om, at udvaskningen af mineralsk N er 30 % og er 45 % for organisk N i gødningen. Knudsen (2012) beregnede med de samme udvaskningsfaktorer en langsigtet reduktion i N-udvaskning fra blandet afgasset gylle på 3 kg N/DE.

Ved tilpasset N-tilførsel efter bioforgasning, hvor der tages hensyn til den øgede N-gødningsvirkning, må der på kort sigt forventes en lidt lavere N-udvaskning, idet tilførslen af total-N reduceres. Effekten vil være afhængig af, hvor meget udnyttelseskravet til afgasset gylle forøges. Beregninger med FARM-N modellen, der beregner udvaskning inden for en 10 års horisont baseret på N-LES3 modellen, viser en reduktion i N-udvaskningen på i gennemsnit 3,7 kg N/ha ved tilførsel af 1,4 DE/ha (2,6 kg N/DE), hvis udnyttelseskravet for afgasset svinegylle øges med 5 % point til 80 % (Vinther et al., 2012). Andre modelberegninger ved AU viser at bioforgasning af ren svinegylle og samtidig reduktion i tilførsel af handelsgødning på 9 kg N/DE medfører en reduktion i N udvaskningen på 2,1 kg N/DE set over en 50 årig horisont (Schou et al., 2007). Set over 100-200 år må effekten forventes at være omtrent det dobbelte, svarende til ca. 4 kg N/DE.

4.4.6 Effekt af afgasning af husdyrgødning for tab af fosfor

Tab af fosfor til vandmiljøet er bl.a. influeret af fosforophobning i jorden, og øget fosforophobning medfører øget risiko for tab til vandmiljøet på lang sigt. Afgasningen i sig selv kan ikke forventes at have effekt på hverken ophobning eller tab af fosfor. Men i forbindelse med afgasning tilføres der ofte produkter med et relativt højt fosforindhold, fx i

form af fast husdyrgødning og fiberfraktioner. Det medfører en koncentreret af P i den afgassede gødning og dermed på de arealer hvor gødningen udbringes, hvis ikke der efterfølgende sker en separering af den afgassede gødning og fiberfraktionen afsættes til andre arealer.

De specielle regler, der er omkring fastsættelse af dyreenheder i afgasset gødning, medfører at der er mulighed for at der tilføres mere fosfor per ha med den afgassede gylle (Petersen, 2011). Hvis biogasanlæg tilføres affald, der ikke har tilknyttet dyreenheder men indeholder fosfor, kan det også medføre øget fosfortilførsel med den afgassede gødning.

4.4.7 Betydning af kombineret bioforgasning og separation for kvælstofudvaskning og fosfortab

Efter bioforgasning kan der gennemføres en separering i en væske- og en fiberfraktion. Afhængigt af separeringsmetoden ender hovedparten af fosfor og organisk bundet N i fiberfraktionen i en koncentreret form, hvilket gør transport af næringsstofferne over større afstande mere økonomisk rentabelt. Det vil normalt være planteavlere, der kan have interesse i at modtage fiberfraktion som gødning.

Separeringen muliggør, at fiberfraktionen anvendes i områder, hvor der er et behov for tilførsel af fosfor, og der kan opnås en mere ensartet fordeling af fosfor. Dermed reduceres også risikoen for langsigtede fosfortab.

Effekten af separering på kvælstofudvaskning afhænger i høj grad af, hvorledes fiberfraktionen anvendes. Hvis fiberfraktionen nedpløjes om foråret på arealer med lille risiko for kvælstofudvaskning, kan der teoretisk ske en reduktion i N-udvaskningen efter separering. Dette vil dog langt fra altid være tilfældet. Planteavlere, der kan modtage fiberfraktionen, har som regel en stor andel af vintersæd i sædskiftet. Det gør det vanskeligt at udnytte fiberfraktionen uden stor N-udvaskning eller ammoniaktab til følge. I modsætning til reglerne for udbringning af gylle er det i dag tilladt at udbringe fiberfraktionen før såning af vintersæd om efteråret. Udbringning før såning af vinterhvede kan medføre en stigning i kvælstofudvaskningen svarende til 20-35 % af N i gødningen, i forhold til hvis gødningen udbringes om foråret (Sørensen & Rubæk, 2006; 2012). Hvis gødningen i stedet udbringes på vintersæd om foråret, kan der ske en tilsvarende høj ammoniak-

emission (Sørensen & Rubæk, 2012). Udbringning af fiberfraktion før såning af vinter-raps og andre afgrøder med høj N-optagelse i efteråret forventes dog ikke at medføre øget N-udvaskning, men dette er ikke dokumenteret.

Efterårsudbringning af fiberfraktion medfører ikke øget risiko for fosforudvaskning på sandjord, men på lerjord, hvor der foregår ”makroporeflow” til dræn, vil der også være en øget risiko for fosforudvaskning til dræn (Sørensen & Rubæk, 2006).

4.4.8 Betydning af udnyttelse af fiberfraktionen efter bioforgasning

Ved forbrænding eller bioraffinering af fiberfraktionen kan der opnås en reduktion i den langsigtede udvaskning af kvælstof, idet organisk bundet kvælstof fjernes og kan erstattes af en mindre mængde N i handelsgødning, hvoraf der kan opnås en højere udnyttelse. Reduktionen i udvaskning ved udnyttelse af afgasset fiberfraktion set over en 50-årig horisont kan beregnes til gennemsnitligt 2 kg N/DE ved afgasning af svinegylle og efterfølgende forbrænding af fiberfraktionen (Schou et al., 2007). Set over 100-200 år må effekten forventes at være omtrent det dobbelte, svarende til ca. 4 kg N/DE.

Ved forbrænding af fiberfraktionen akkumuleres fosfor i asken, og afhængigt af forbrændingsproces og gødningstype ender en del af fosforen i tungt omsættelige forbindelser. Da fosfor er en endelig og ganske begrænset ressource bør det sikres, at de tungtopløselige forbindelser kan genanvendes til gødning og ikke bliver deponeret eller genanvendt til fx betonfremstilling. Efter termisk forgasning af fiberfraktion er der fundet en relativ høj plantetilgængelighed af fosfor i asken.

4.4.9 Effekter af afgrødetyper til biomasseproduktion på næringsstofftab

En afgørende faktor for næringsstofftabet ved dyrkning af biomasse er, hvilken afgrødetype der er tale om. Den store skillelinje går mellem enårige og flerårige afgrøder (tabel 21). De flerårige afgrøder (fx almindeligt græs eller pil) har et permanent og ofte dybt rodnet, og der er således altid rødder tilstede til at optage det kvælstof, der mineraliseres.

Målinger ved AU har vist meget lav nitratudvaskning fra pil og elefantgræs selv på grovsandet jord og ved gødskning til optimalt niveau (Jørgensen, 2005). I et netop afsluttet forsøg på en vestjydsk sandjord blev der sammenlignet nitratudvaskning fra vårbyg med udvaskning fra pil ved forskellige gødningsniveauer (Larsen et al., 2012). Fra vårbyg

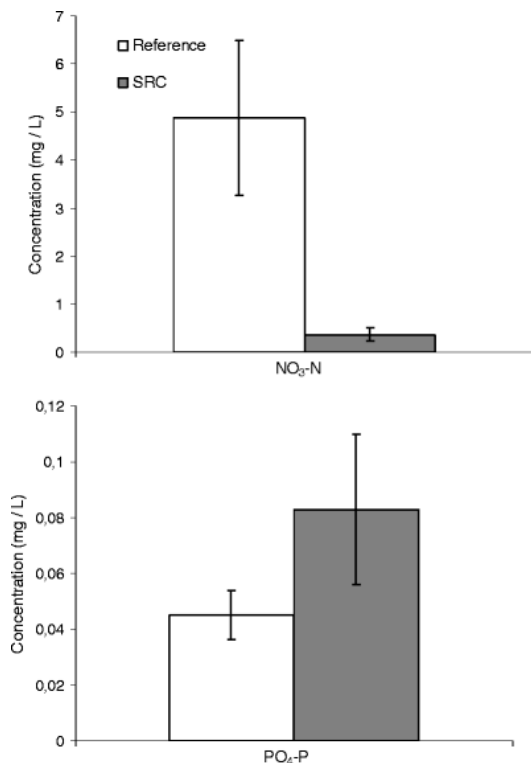
(med efterafgrøde) udvaskedes i gennemsnit 105 kg N/ha/år, mens der i gennemsnit af de forskellige gødskningsbehandlinger i pil blev udvasket 8 kg N/ha/år. Der var ikke signifikant forskel i udvaskning mellem pilebehandlinger gødsket med op til 320 kg total-N/ha og ugødsket. Der er dog risiko for stor nitratudvaskning fra pil i år 1-2 efter etablering (Mortensen *et al.* 1998), og derfor bør der ikke gødes i etableringsåret ved plantning på tidligere landbrugsjord. Som følge af opbygning af organisk stof i jorden i løbet af en pilekultur, vil der være en vis merudvaskning i efterfølgende traditionelle landbrugssædskifter efter omlægning af en pilekultur. Samlet set vurderes nitratudvaskningen over en hel omdriftsperiode for flerårige biomasseafgrøder derfor at være 10-30 kg N/ha/år (Jørgensen & Petersen, 2010). Lav nitratudvaskning fra flerårige biomasseafgrøder er også påvist i andre lande (Christian & Riche, 1998; Dimitriou *et al.*, 2012; Goodlass *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2013).

Tabel 21. Typiske udvaskningsniveauer fra afgrøder på sandjord. Baseret på Gunder-
sen *et al.* (2004), Jørgensen *et al.* (2008), Jørgensen & Petersen (2010), Vinther *et al.*
(2010) og Jørgensen (2012).

	Årlig nitratudvaskning (kg N/ha)
Typisk svinebrugssædskifte	60-100
Majs	70-120
Roer	50-90
Flerårige biomasseafgrøder	10-30
Vedvarende brak	10-20
Skov	10-20

Fraværet af jordbearbejdning og det permanente plantedække antages også at reducere risikoen for overfladeerosion af fosfor fra flerårige biomasseafgrøder (Børgesen *et al.*, 2011). Omvendt tyder en ny svensk undersøgelse på, at der kan være en risiko for øget udvaskning af fosfor fra pilearealer sammenlignet med omdriftsarealer (figur 14). Det kan hænge sammen med, at pil (og træer i det hele taget) øger infiltrationskapaciteten af en jord ved at danne makroporer, som kan facilitere transport af partikulært bundet og opløst P til dræn eller grundvand (Dimitriou *et al.*, 2012). Der findes ingen danske undersøgelser af fosfortab (overfladeerosion og udvaskning) fra deciderede energiafgrøder, og det vil være vigtigt at få undersøgt nærmere i takt med de stigende arealer med pil og poppel, således at anbefalinger om management til minimering af fosfortab kan udvikles.

Efterafgrøder er i dag en uudnyttet ressource, som kunne tænkes anvendt til bioraffinering. Udbyttet af efterafgrøder er dog ofte så lave (formentlig under 1 ton tørstof/ha) ved den nuværende management i landbruget, at det næppe kan betale sig at høste dem med nuværende rammebetingelser (Hvid, 2012). I +10 mio. tons planen (Gylling et al., 2012) er der antaget øgede udbytter ved at etablere efterafgrøderne tidligere, og i det biomas-seoptimerede scenario antages gødskning i nogle tilfælde for at øge udbytterne (Kristensen & Jørgensen, 2012).



Figur 14. Gennemsnitligt indhold af N og P i grundvand under 16 svenske pilemarker og i nabomarker med almindelige landbrugsafgrøder. Fra (Dimitriou et al. 2012).

Tidligere etablering af efterafgrøder og dermed bedre tilvækst må forventes at øge efterafgrødernes reduktion af nitratudvaskningen. Gødskning af efterafgrøderne må isoleret betragtet forventes at mindske efterafgrødens reduktionen af nitratudvaskning. Endelig må høst inden vinteren af efterafgrødens overjordiske plantemasse med dens N-indhold forventes at øge reduktionen af nitratudvaskningen. Der findes dog ikke eksperimentel viden, der kan kvantificere den samlede effekt af disse ændringer på nitratudvaskningen. I +10 mio. tons planen er derfor gjort følgende antagelser (Jørgensen, 2012):

- Tidligere etablering, gødsning og høst af efterafgrøder påvirker samlet set ikke nitratudvaskningen i forhold til praksis i dag
- Etablering af yderligere efterafgrødearealer vil reducere nitratudvaskningen med 25 kg N/ha for de pågældende arealer
- Tidligere etablering samt høst af efterafgrøderne vil reducere nitratudvaskningen med ca. 10 kg N/ha ud over den generelle effekt af efterafgrøder.

4.4.10 Samlet beregning af konsekvenser af forskellige biomassescenarier for nitratudvaskning

I +10 mio. tons planen er gennemført samlede konsekvensvurderinger af 3 scenarier (Business As Usual (BAU), biomasseoptimeret & miljøoptimeret) for øget biomasseudnyttelse i 2020 sammenlignet med situationen i 2009 (Jørgensen, 2012). Det er dog ikke alle tiltag i scenarierne, der forventes at påvirke nitratudvaskningen. Således vil øget udnyttelse af den eksisterende rapsolieproduktion til non-food formål frem for til fødevarer i BAU-scenariet ikke ændre nitratudvaskningen fra rapsarealerne. Selvom halmfjernelse kan ændre udvaskningen lidt, er det ikke indregnet svarende til argumentationen i forrige afsnit.

Ved høst af biomasse fra græsarealer på lavbundsjord kan man i miljøscenariet forestille sig, at det vil resultere i mindre nitratudvaskning, da der fjernes betydelige mængder kvælstof med biomassen, uden at der gødskes. På lavbundsjord sker dog også en betydelig denitrifikation af nitrat, som kan betyde, at ændrede dyrknings- og høstforhold ikke har særlig stor betydning for nitratudvaskning. Foreløbigt har målinger ved AU i projektet BioM (www.biom-kask.eu) ikke kunnet påvise forskelle i nitratudvaskning fra høstede og ikke-høstede engarealer, og der er derfor ikke indregnet en effekt i scenarierne. Det må dog formodes, at høst og fjernelse af biomasse på ugødede lavbundsarealer på længere sigt vil reducere risikoen for fosfortab. Der kan også forventes en svag reduktion i udvaskningen fra grøftekanter efter høst af biomasse herfra, men der findes heller ikke her eksperimentel dokumentation, og der vil i givet fald være tale om en forholdsvis lille effekt i forhold til de øvrige tiltag.

Den samlede effekt af de indregnede tiltag er en reduktion i nitratudvaskningen fra afgrødernes rodzone i alle scenarier sammenlignet med 2009, stigende fra knapt 7.000 tons N i BAU til godt 23.000 tons N årligt i miljøscenariet (tabel 22). Nogle af tiltagenes

effekter spiller sammen, således at effekten ved samtidig gennemførelse af alle tiltag vil reduceres. Det gælder fx effekten af nye flerårige afgrøder eller skov, der vil være mindre i en fremtid uden udspreddning af organisk materiale fra husdyrgødning. På den anden side beregnes effekten af fjernelse af husdyrgødningstørstof oftest over en længere periode end den ca. 10-årige horisont, der er antaget her (Jørgensen, 2012). Beregning over en 50-årig horisont vil således ca. fordoble reduktionen af nitratudvaskning som følge af udnyttelsen af husdyrgødningstørstof (Andersen et al., 2011). En total reduktion i nitratudvaskningen på 7-23.000 tons N årligt vurderes derfor samlet set at være et rimeligt bud på den potentielle effekt af øget biomasseudnyttelse i landbruget. Men der savnes eksperimentel viden om en række af effekterne, og der bør gennemføres mere detaljerede beregninger, hvis den mere præcise effekt af konkrete tiltag skal fastlægges.

Reduktionen i nitratudvaskning ved øget biomasseudnyttelse kan sammenlignes med den samlede nitratudvaskning fra dansk landbrug, der blev beregnet til at være ca. 157.000 ton i 2007 (Børgesen et al., 2009). Til opfyldelse af Vandrammedirektivet mangler stadig virkemidler til at opfylde godt halvdelen af kvælstofmålsætningen, og gennemførelse af miljøscenariet vil omtrent levere den nødvendige reduktion, idet det antages at godt halvdelen af det tabte nitratkvælstof reduceres i grundvand, søer m.m. til frit kvælstof, inden resten når havmiljøet.

I BAU og biomasse scenarierne er det udnyttelsen af tørstof fra husdyrgødning, der bidrager mest til den samlede reduktion af nitratudvaskningen (tabel 22). Men i miljøscenariet opnås den største andel af udvaskningsreduktionen ved omlægningen til mere miljøvenlige dyrkningssystemer (flerårige afgrøder, flere efterafgrøder, øget skovrejsning).

Tabel 22. Samlet oversigt over beregnede effekter af scenarierne i +10 mio. tons planen på nitratudvaskningen fra rodzonen af landbrugets afgrøder (Jørgensen, 2012).

Tiltag	Arealer (ha) i 2009 og 2020				Ændret nitratudvaskning (ton N/år) ift. 2009		
	2009	BAU	Bio-masse	Miljø	BAU	Bio-masse	Miljø
Husdyrgødning – al tørstof udnyttes					-5.752	-5.752	-5.487
Energiskov	4.320	11.661	11.661	11.661	-248	-248	-248
Nye biomasse-afgrøder på rapsarealer			74.249	74.249		-3.142	-6.085
Nye biomasse-afgrøder på kornarealer			149.176	149.176		775	-5.040
Skovrejsning		20.900	20.900	49.500	-847	-847	-2.005
Efterafgrøder	191.539	262.000	262.000	343.000		0	-4.598
				I alt	-6.846	-9.214	-23.463

4.5 Biodiversitet

4.5.1 Introduktion

Der har været stigende opmærksomhed omkring problematikken om biomasseudnyttelsens konsekvenser for biodiversiteten. De faktorer, som har størst betydning for biodiversiteten, handler først og fremmest om hvor intensivt afgrøderne dyrkes, herunder om der er tale om enårige eller flerårige afgrøder, dernæst om kombinationen af dyrknings-elementer i landskabet, eksempelvis sædskifte og afgrødefordeling i landskabet (Pedroli et al., 2013). Biomasse kan både dyrkes på omdriftsarealer og høstes fra udyrkede naturarealer, og disse to udnyttelser har hver deres potentialer og risici i relation til biodiversitet.

4.5.2 Biomassehøst fra udyrkede arealer

4.5.2.1 Skove

Den del af skovenes vedmasse, som ikke sælges som gavntræ kan udnyttes som biomasse, typisk i form af flis. Udnyttelsen af skovenes biomasse er i konkurrence med skovens nedbryderorganismer – svampe, bakterier, biller og jordbundsdyr. Nedbryderorganismerne udgør en meget stor del af skovens samlede biodiversitet. Alene de arter, som er knyttet til nedbrydningen af dødt ved, udgør efter de eksisterende skøn mellem 25-30 % af den samlede biodiversitet (Ejrnæs et al., 2011). Det er især såkaldte veterantræer, træer med sårskader og hulheder, som ikke egner sig til gavntræ, men kan udnyttes til bioenergi, som huser de fleste truede skovlevende arter. Der eksisterer ikke en kortlægning af udbredelsen af bestande og levesteder for truede skovlevende arter, og dermed er der en høj risiko knyttet til udnyttelsen af vedmasse fra skoven til biomasseformål. Med undtagelse af ganske få arter på EU's habitatdirektiv, eksisterer der ingen juridisk beskyttelse af disse levesteder eller arter. Af denne grund medfører udnyttelsen af skovenes vedmasse til biomasseformål en meget direkte trussel mod Danmarks biodiversitet. Hvis der eksisterede en kortlægning og beskyttelse af levesteder for truede arter, kunne der planlægges en bæredygtig udnyttelse af biomasse fra skovene. Visse steder vil biomasseudnyttelsen kunne gennemføres i form af stævningsdrift, som kan tilrettelægges med biodiversitetsformål for øje.

4.5.2.2 Lysåbne naturarealer

Lysåbne naturarealer som enge, overdrev, heder, moser og strandenge dækker omtrent 7,9 % af det danske landareal, og er levesteder der rummer en betydelig del af den danske biodiversitet. De lysåbne levesteder kræver tilbagevendende forstyrrelser i form af græsning eller høslæt (slåning med efterfølgende fjernelse af det afslåede materiale) for ikke at gro til med buske og træer og miste deres værdi som levesteder for dyr, planter og svampe.



Engareal ved Nørredå. Foto: AU.

Mange steder slås vegetationen i dag, hvilket efterlader et tykt lag afslået biomasse på jorden, som kvæler sårbare arter. Biomassehøst, hvor det afslåede plantemateriale fjernes fra arealerne, kan forbedre biodiversiteten på lysåbne naturarealer, hvis det foregår på arealer og med maskiner, som ikke ødelægger eksisterende naturværdier. Høslæt bør undlades eller detailreguleres på arealer med en rig forekomst af sårbare og sjældne arter eller strukturer som spredte sten, stejle skrænter, fugtig bund med tuer, gamle kratøer og loer, der indikerer lang græsningskontinuitet og/eller følsomhed overfor maskinel pleje. Biomassehøst kan med fordel udføres på arealer, der er tydeligt påvirket af omlægning, afvanding og næringsstofbelastning (Nygaard et al., 2012). Her kan høslæt medvirke til at fjerne næringsstoffer fra arealerne og øge deres værdi som levesteder med høj biodiversitet.

Biomassehøsten bør tilrettelægges, så der tages hensyn til planternes blomstring – eksempelvis ved enten at høste tidligt i juni før blomstring eller først i september efter hovedblomstringen.

Høst af biomasse fra vedplanter, som vokser på beskyttede naturtyper, bør planlægges med naturværdierne som målsætning, således at der ikke foretages renafdrift af vedplanter på overdrev, enge og moser, og således, at gamle træer ikke indgår i biomassehøsten. Hvis der ikke tages disse hensyn vil udnyttelsen kunne skade biodiversiteten.

Biomassehøst vil kun virke positivt på biodiversiteten i lysåbne naturarealer, hvis det foregår uden gødskning, sprøjtning og omlægning.

4.5.2.3 Vejkanter, hegn, krat og andre småbiotoper

Småbiotoper udgør naturskelettet i det dyrkede agerland. Der sker en væsentlig biomasseproduktion langs veje, hegn og markskel, som ikke udnyttes i dag, og hvoraf en del vil kunne udnyttes til biomasseformål. Generelt er næringsstofophobningen og den voldsomme plantevækst en forhindring for biodiversiteten i småbiotoperne. Biomassehøst langs veje har således vist sig, at kunne forbedre biodiversiteten ved at fraføre næringsstoffer og forbedre levevilkårene for sårbare plantearter og deres tilknyttede biodiversitet (Noordijk et al., 2009). Men slåning uden fjernelse af biomassen er den hyppigste plejeform af de danske vej- og grøftekanter.

Mens høj og tæt urtevegetation begrænser biodiversiteten, er der megen biodiversitet knyttet til blomstrende buske og gamle træer. Stigende priser på biomasse indebærer en risiko for at arealer, som i dag er tilgroet med vedplanter, men ikke omfattet af naturtypebeskyttelsen eller fredsskovsbeskyttelse, vil kunne ryddes og derefter opdyrkes. Tilsvarende vil der kunne ske salg af enkeltstående træer i kulturlandskabet. Begge disse processer vil med sikkerhed medføre tab af biodiversitet.

4.5.2.4 Biomassehøst fra udyrkede naturarealer og skove

Bæredygtig biomassehøst fra naturarealer forudsætter, at denne høst baseres på klare retningslinjer, som afhænger af og udformes med reference til arealernes kortlagte naturindhold. Ved at tænke både biodiversitetshensyn og hensynet til kulstofkredsløbet med i målsætningerne (Groom et al., 2008) kan biomassehøst fra naturarealer medvirke til at opretholde og øge biodiversiteten.

4.5.3 Biomassedyrkning og høst på omdriftsarealer

4.5.3.1 Enårige afgrøder

Forskellen i biodiversiteten mellem enårige afgrøder til biomasse og enårige afgrøder til konsum vurderes at være begrænset (Pedroli et al., 2013). Hvis afgrødevalget ændres markant, eksempelvis i retning af udbredt dyrkning af majs, eller hvis biomasseafgrøderne fører til stærk monotonisering af afgrøder og sædskifter, vil det kunne ændre levevilkårene for agerlandets arter og føre til tilbagegang for agerlandets biodiversitet. Realistiske forudsigelser af konsekvenser af sådanne scenarier bør baseres på modeller på landskabsskala (Dauber et al., 2010).

4.5.3.2 Flerårige afgrøder

Hvis biomasseafgrøderne dyrkes som flerårige afgrøder, fx pil eller poppel, vil det typisk give en forøget biodiversitet i agerlandet ved at bidrage med levemuligheder, som ellers ikke er til stede. Flerårige afgrøder giver en forøget kontinuitet, så længelevende arter bedre vil kunne etablere sig. Den uforstyrrede jordbund giver mulighed for, at der kan oparbejdes bestande af jordbundsorganismer, som er følsomme for den årlige jordbehandling (Dauber et al., 2010). Eksempelvis er løvfaldet fra pil eller poppel en vigtig kulstofkilde, som er mad for mikroorganismer og jordbundsdyr. Begge træarter er ektomykorrhiza-dannere og vært for en lang række svampearter, som ellers ikke ville kunne leve i agerlandet. Træarter vil også bidrage til en større og kvalitativt mere varieret binding af kulstof i jordbunden, end den man finder i omdriftsarealer.

4.5.4 Dyrkningsintensitet, jordkvalitet og risiko for invasive arter

Fælles for biomassedyrkning på omdriftsarealer er, at biodiversitetspotentiallet afhænger af dyrkningsintensiteten (Dauber et al., 2010; Pedroli et al., 2013). Jo mindre input der sker af sprøjtemidler og uorganiske gødningsstoffer og jo mindre jordbehandling, jo større vil biodiversitetseffekterne være. Flerårige afgrøder som pil, el og poppel, vil være

relativt robuste over for tidvise oversvømmelser, hvilket vil forøge mulighederne for det vilde dyre- og planteliv.

Hvad angår flerårige biomasseafgrøder, vil biodiversitetspotentiallet også kunne øges ved at vælge hjemmehørende afgrøder frem for udenlandske. Hjemmehørende slægter (*Salix*, *Populus*, *Alnus*) er bedre end udenlandske slægter (*Miscanthus*) og hjemmehørende arter og sorter (fx *Salix cinerea*) er bedre end fremmede arter og sorter (fx *Salix viminalis*). Når man dyrker fremmede hurtigt voksende arter, vil der endvidere være en risiko for, at de kan optræde invasivt i naturen. Jo tættere dyrkningen foregår på eksisterende naturarealer, jo mere relevant kan dette forhold være.

Der er udviklet evalueringsredskaber til vurdering af nye afgrøders invasive risiko, specielt i Oceanien og Nordamerika. Barney and Ditomaso (2008) vurderede således tre potentielle biomasseafgrøders invasionsrisiko for USA. Switchgrass (*Panicum virgatum*) og *Arundo donax* blev vurderet at have høj risiko, da de kan frøspred sig, og *Arundo donax* desuden spreder sig aktivt med rhizomer. *Miscanthus x giganteus*, der er steril, og hvis rhizomer kun spreder sig meget langsomt, blev derimod accepteret til produktion i USA. Andre arter af *Miscanthus*, som sætter frø, indebærer derimod en invasionsrisiko, således som det er sket enkelte steder i Australien og USA (Jørgensen, 2011). Tilsvarende kender vi eksempler fra Danmark og Sverige på spredning af ikke-hjemmehørende dyrkede pilearter i naturen (Den Virtuelle Floran, 2013).

Jordbundens mikrobielle diversitet er generelt meget robust og vil sandsynligvis ikke kompromitteres af omlægning fra konventionelle afgrøder til biomasseafgrøder ved enårig drift. Med hensyn til diversiteten af invertebratfauna (hvirvelløse dyr) har flerårige biomasseafgrøder en positiv virkning grundet mindre grad af fysisk forstyrrelse af jorden. Jordbundsorganismerne vil have en jordforbedrende effekt når fx regnormediversiteten øges i de flerårige biomasseafgrøder, hvor de har en drænende virkning via gange og bidrager til indbygning af organiske stoffer i jordstrukturen.

Omlægningen fra enårig til flerårig drift mindsker jordbearbejdningens intensitet, hvilket vil bidrage til opretholdelse eller opbygning af jordens pulje af organisk kulstof samt formindske emission af drivhusgasser (Don et al. 2012). For at tilgodese behovet for organisk kulstof til jordbundens dyr og mikroorganismer, vedligeholdelse af jordstruktura-

rer, samt opretholdelse af en positiv kulstofbalance (kulstofsekvistrering) kan det være formålstjenligt, at efterlade en vis del af biomassen til disse formål.

4.5.5 Sammenfatning af effekter på biodiversitet

- Biomassehøst kan udnyttes til at fremme biodiversiteten i Danmark, men indebærer også en betragtelig risiko for biodiversitetstab, hvis ikke biodiversiteten tænkes med i mål og midler.
- I skove og beskyttede naturområder kan biomasseudnyttelsen ikke ske bæredygtigt uden en kortlægning af eksisterende levesteder for truede arter. Det er nødvendigt for at undgå, at gamle træer og dødt ved fjernes fra de eksisterende levesteder for truede arter, og det er vigtigt at værdifulde strukturer på beskyttede naturtyper ikke ødelægges ved biomassehøst.
- På lysåbne naturarealer bør biomassehøst undlades på arealer med en rig forekomst af sårbare og sjældne arter eller strukturer, der indikerer lang græsningskontinuitet og/eller følsomhed overfor maskinel pleje. Biomassehøst kan med fordel udføres på arealer, der er tydeligt påvirket af omlægning, afvanding og næringsbelastning.
- På omdriftsarealer vil enårige biomasseafgrøder generelt være neutrale i forhold til den eksisterende arealanvendelse, mens flerårige biomasseafgrøder generelt vil bidrage til øget biodiversitet i agerlandet.
- Stærk monotonisering af afgrødevalg og sædskifter på omdriftsarealer i landskabet vil kunne påvirke agerlandets biodiversitet negativt.
- Biodiversiteten ved biomasseafgrøder kan forøges væsentligt ved at mindske dyrkningsintensiteten og, for flerårige biomasseafgrøder, ved at vælge danske plantearter.
- Vurderingen af konsekvenser af dyrkning for biodiversiteten kræver modeller der opererer på landskabsskala og dyrkningssystemniveau.

4.6 Samlet oversigt over direkte effekter af ændret arealanvendelse til biomasseproduktion

I nedenstående tabel (23) har vi forsøgt at give en oversigt over de mange forskellige direkte effekter på miljø, natur og landskab af ændret arealanvendelse for forskellige afg-

rødetyper. Det er i den forbindelse vigtigt at skelne mellem erstatning af omdriftsarealer (arealer med primært enårige afgrøder) og erstatning af arealer med vedvarende græs, og derfor er disse behandlet særskilt for hver afgrødetype. Det forventede udbytte for biomasseafgrøderne er også angivet, da det har betydning for mængden af bioenergi (samt evt. foder og materialer), der kan produceres, og dermed for mængden af fossil energi, der kan erstattes, og for omlægningens drivhusgasbalance.

Tabel 23. Kvalitativ oversigt over forskellige afgrøders effekt på miljø og natur (0 = uændret i forhold til referencen, + = øget i forhold til referencen, - = reduceret i forhold til referencen). Referencen er henholdsvis et traditionelt kornrigt sædskifte og vedvarende græs.

Afgrøde	Erstat-ter	Udbytte ¹ (ton ts/ha)	Nitrat- udvask- ning	Pesticid- forbrug	Kulstof i jord	Biodiver- sitet	Landskabs- påvirkning	Grund- vands- dannelse
Majs hel- sæd	Omdrift	11	0	-	-	0	+	0
	Vedv. Græs		++	+	--	-	+	+
Hvede (kerne + halm)	Omdrift	9	0	0	-	0	0	0
	Vedv. Græs		++	++	--	-	0	+
Raps	Omdrift	5 (hel afgr.)	0	0	0 ³	0	0	0
	Vedv. Græs	1 (olie)	++	++	-	-	0	+
Kløvergræs økologisk	Omdrift	7	--	---	++	+	-	-
	Vedv. Græs		0	-	0	0	0	0
Energipil²	Omdrift	11	--	--	++	+	++	--
	Vedv. Græs		0	+	0	0	++	-
Elefantgræs	Omdrift	16 (efter- år) 9	--	--	++	+	+	-
	Vedv. Græs	(forår)	0	+	0	0	+	0
Rørgræs	Omdrift	8 høj- bund	--	--	++	+	0	-
	Vedv. Græs	14 lav- bund	0	0	0	0	+	0
Skovrejs- ning	Omdrift	4	--	--	++	++	++	-
	Vedv. Græs		0	0	0	+	++	0
Ekstensivt græs (na- turareal)	Omdrift	3	--	---	++	++	-	-
	Vedv. Græs		0	-	0	+	0	0

¹ Udbyttet af almindelige landbrugsafgrøder er ifølge Danmarks Statistik i dag. For nye biomasseafgrøder er det det forventede udbytte i praksis, når dyrkningsteknikken er udviklet og indlært i landbruget. Tørstofudbyttet er stort set ækvivalent med det potentielle energiudbytte. Der kan dog være en mindre forskel sfa. forskelligt indhold af aske og sammensætningen af lignocellulose. Olie har dog ca. dobbelt så stort et energiindhold som lignocellulose. Udbyttet af energi vil endelig afhænge af konverteringseffektivitet og input af procesenergi til energikonverteringsprocessen.

² Tilsvarende forventes at gælde for poppel, el og andre træagtige afgrøder i kort rotation.

³ Det antages, at olien udnyttes til biobrændstof, mens halmen anvendes som rapshalm anvendes i øvrigt i dag, dvs. en betydelig del nedmulses.

4.7 Indirekte effekter af ændret arealanvendelse (iLUC)

Der er fornylig udfærdiget et notat til FVM (Hermansen & Knudsen, 2012) vedrørende iLUC effekter ved biobrændstoffremstilling i forbindelse med revidering af EU direktiver desangående (European Commission, 2012). Nogle af hovedpunkterne fra notatet er gengivet i det følgende.

De direkte effekter på miljø, klima og natur af en arealændring, beregnet for det aktuelle areal der omlægges fra produktion af fødevarer til produktion af non-food, kaldes "direct land use changes (dLUC)" (Hamelin et al., 2012). De afledte effekter som følge af en reduceret fødevarerproduktion på det omlagte areal og deraf induceret ny fødevarerproduktion et andet sted på kloden kaldes "indirect land use changes (iLUC)" (Tonini & Astrup, 2012; Tonini et al., 2012).

Øget produktion af foder og fødevarer kan ske enten ved at inddrage hidtil uproduktiv jord (brak eller naturarealer) i dyrkning. Eller det kan ske ved at udbytterne øges på eksisterende landbrugsarealer - ofte ved større anvendelse af input. Når arealer udtages til biomasseproduktion, kan der forventes stigende priser på de reducerede landbrugsprodukter, hvilket dels stimulerer til øget produktion andetsteds, dels kan bevirke ændringer i afgrødevalg. Der er således tale om meget komplekse sammenhænge, som bliver modelleret med globale økonomiske modeller (fx IFPRI, 2011), der indeholder en væsentlig usikkerhed. Der er næppe uenighed om at iLUC har en betydning, men der findes ikke entydige beregningsmetoder for deres omfang eller konsensus omkring hvordan iLUC bør håndteres politisk (Gawel & Ludwig, 2011).

Arealændringer eller "land use change" bidrager med ca. 12 % af verdens samlede drivhusgasemissioner, hvor landbruget som sektor til sammenligning bidrager med ca. 14 % (World Resources Institute, 2009). Arealændringer, hvilket primært er rydning af skov eller inddragelse af andre naturarealer i dyrkningen, medfører således en emission af drivhusgasser, fordi store lagre af kulstof i vegetation og jordbund frigøres i form af CO₂. Ved gennemførelse af livscyklusvurderinger af fødevarer eller andre produkter til bestemmelse af drivhusgasbelastningen søger man at inddrage betydning af arealændringer i de tilfælde, hvor de betragtede produkter kræver at et givet areal skifter status, fx fra skov til dyrkningsjord. I PAS2050 (BSI, 2011), hvilket er en specifikation på, hvordan man beregner drivhusgasemissioner i en livscyklusvurdering af et produkt, anbefales det

at inkludere drivhusgasemissioner fra en evt. direkte ”land use change” i klimaaftrykket af produktet, baseret på IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2006). Denne fremgangsmåde tager imidlertid ikke hensyn til, at der er en sammenhæng mellem alle de produkter, der produceres på dyrkningsjorden som følge af globale markedsforhold.

Fx argumenterer Audsley et al. (2009) for, at al arealanvendelse medfører pres på verdens begrænsede arealressource, og dermed er alle dyrkede afgrøder ansvarlige for, at der sker inddragelse af ny dyrkningsjord et eller andet sted i verden. Argumentet er, at det globale fødevarer-system er forbundet, og derfor må arealændringer regnes med som en indirekte effekt. Der er stor usikkerhed på udledningerne som følge af ændret arealanvendelse, men Audsley et al. (2009) beregner, at hver ha dyrkningsareal er ansvarlig for en indirekte CO₂-emission på 1,43 t CO₂, som følge af det stigende pres på jordressourcen. Det baseres på, at der er en samlet øget kulstofudledning som følge af ændret arealanvendelse på i alt 8,5 Gt CO₂/år, hvoraf ca. 58 % kan tilskrives landbrugsproduktionen. Denne udledning fordeles så på verdens samlede landbrugsareal (3,457 Mha).

De samlede globale effekter af en ændret arealanvendelse, inklusive indirekte arealændringer, omfatter en række effekter på jordkulstof, emissioner af næringsstoffer, drivhusgasser m.m. For at få et samlet overblik over effekterne kan det derfor være fornuftigt at gennemføre en samlet effektberegning med LCA-værktøj (fx IFPRI, 2011; Schmidt et al., 2012; Tonini & Astrup, 2012).

Schmidt et al. (2012) har modelleret CO₂-udledningen (som følge af arealændringer) ved at beslaglægge 1 ekstra ha dyrkningsjord. Hvor Audsley fordelte den øgede CO₂-udledning på alle de dyrkede ha (for at fordele belastningen på alle landbrugsafgrøder), beregner Schmidt et al. (2012) effekten af at beslaglægge én ekstra ha og lade denne produktion ’betale’ for de øgede udledninger. Umiddelbart forekommer denne fremgangsmåde mest oplagt, når der tales om virkningen af at inddrage foder/fødeafgrødearealer til bioenergi. Ved denne marginalbetragtning finder de en værdi på 7,83 t CO₂-ækv per ha landbrugsareal som et globalt gennemsnit. Der er dog specifikke estimater for forskellige arealanvendelser og regioner afhængig af den potentielle netto-primærproduktion. Denne model gælder for såkaldte ’small scale changes’ – altså ændringer, der ikke ændrer de overordnede markedstendenser, og der er ikke inkluderet priselasticitet. Model-

len antager, at arealændringer er forårsaget af ændringer i efterspørgslen efter jord, og der antages et globalt marked for jord. Estimerne er beregnet ud fra en arealændringsmatrix, der estimerer, hvilken type arealer der er marked for, og hvilke arealer der lægges om, og drivhusgasemissionerne er beregnet ud fra IPCC Guidelines (IPCC, 2006).

Modellen fra IFPRI (2011) baserer sig ligeledes på priser og markeder for landbrugsprodukter og jord og relaterer arealændringerne til disse markeder. Arealændringerne er beregnet for at vurdere effekten af den europæiske biobrændstofpolitik. På grundlag heraf er der givet værdier for iLUC for specifikke afgrøder som fx raps (54,9 g CO₂/MJ) og soja (56,3 g CO₂/MJ) (tabel 24).

Tabel 24. Centrale estimer for forskellige afgrøders iLUC emission (g CO₂-ækv/MJ) ved biobrændstoffremstilling, samt følsomhedsanalyse på resultaterne. Fra IFPRI (2011).

	5 % Fraktil	Median	95 % Fraktil
Hvede (ethanol)	8,3	13,8	18,4
Majs (ethanol)	6	10,1	13,2
Sukkerroe (ethanol)	0,8	7,2	12,6
Sukkerrør (ethanol)	6,5	15,4	26,5
Sojabønne (biodiesel)	38,4	56,3	73,9
Solsikke (biodiesel)	30,6	53,5	72
Raps (biodiesel)	28,2	54,9	80,7
Palmeolie (biodiesel)	47,1	54	60,3

For majs og hvede til ethanolproduktion er beregnet medianer for indirekte emissioner på 10,1 og 13,8 g CO₂/MJ (tabel 24), hvilket er betydeligt mindre end de tidligere nævnte værdier for raps. Det skyldes dels, at udbyttet er højere i majs og hvede end i raps, dels at ethanolproduktionen giver en betydelig samproduktion af biprodukter til foder, større end den mængde rapskager, der fremkommer ved oliepresning af raps. Det betyder, at produktion af 1 TJ ethanol fra majs kan ske på 6,5 ha, hvilket vil kræve en netto merudvidelse af det globale areal på kun 0,87 ha. Omvendt kræver produktion af 1 TJ biodiesel fra raps en netto arealudvidelse på 3,9 ha (IFPRI, 2011).

For at beregne den samlede emission fra en bioenergiproduktion skal de direkte drivhusgasemissioner fra dyrkning af biomassen lægges til de indirekte effekter. Fx er for raps til biodiesel under danske forhold beregnet en direkte dyrkningsrelateret emission

på 26 g CO₂ per MJ og fra hvede til ethanol på 22,1 CO₂ per MJ (Elsgaard et al., 2013), hvortil kommer transport mv. Bidraget fra transport afhænger af, hvor langt råvarerne og produkterne skal transporteres – og med hvilket transportmiddel. Skibstransport udleder meget mindre mængde drivhusgasser per kg produkt end lastbiltransport. Der udledes således den samme mængde drivhusgasser per kg produkt ved lastbiltransport fra Syd- til Nordeuropa (ca. 2.000 km), som ved interkontinental transport med skib fra fx Sydamerika til Europa. Udledningen ved 2.000 km lastbiltransport er ca. 300 g CO₂ per kg produkt (Knudsen, 2011).

Hvis det antages, at raps transporteres 2.000 km i lastbil kan beregnes en emission relateret hertil på 18 g CO₂ per MJ (Hermansen & Knudsen, 2012). Til sammenligning er transportbidraget fra fx hvede 38 g CO₂ per MJ (Elsgaard et al., 2013), da olie- og dermed energiindholdet per volumenenhed er større for raps end for hvede. Hvis emissioner fra indirekte arealændringer, dyrkning og transport lægges sammen beregnes samlede emissioner på 74-99 g CO₂ per MJ (tabel 25).

Tabel 25. Samlede emissioner (g CO₂ per MJ) relateret til dyrkning og levering af raps og hvede til produktion af henholdsvis biodiesel og ethanol.

	Indirekte emission	Dyrkning	Transport	I alt
Raps biodiesel	55	26	18	99
Hvede-ethanol	14	22	38	74

En ny dansk analyse har beregnet konsekvenser af forskellige scenarier for en stort set fossilfri dansk energiforsyning i 2030 og 2050 (Tonini & Astrup, 2012), hvor biomasse spiller en varierende rolle. Specielt til tung landtransport, skibe og forsvar fremstilles biobrændstoffer, enten som rapsbiodiesel, eller som BtL diesel fremstillet ved Fischer-Tropsch syntese af termisk forgasset energipil. I analyserne antages dyrkning af pil at fortrænge vårbygproduktion, og det antages, at der dels ryddes nyt land (vedvarende græs) for at finde 69 % af det nye bygareal, dels sker en intensivering af eksisterende bygarealer i Canada (31 %). Dyrkning af raps antages at fortrænge dels brakarealer, dels vårbygarealer (det er uklart, hvorfor der er valgt forskellig arealfortrængning til de to energiafgrøder).

I figur 16 er vist resultaterne for produktion af de to forskellige biodieselprodukter sammenlignet med brug af fossil diesel på 4 effektkategorier: Global opvarmning (GW), forsurening (AC), Eutrofiering (EP (N) – kun kvælstofrelateret) og landforbrug (LO). Det fremgår, at rapsbiodiesel (RME) i alle tilfælde giver en større klima- og miljøpåvirkning end brug af konventionel diesel. Fischer-Tropsch (FT) biodiesel giver en mindre klimapåvirkning, hvilket primært skyldes antagelsen om en samtidig produktion af biochar, der udbringes på landbrugsjord, hvor den antages at kunne udgøre et stabilt kulstoflager. Hvis ikke biochar medregnes, er effekten af FT-biodiesel på klimaet ganske marginal. På forsurening, eutrofiering og landforbrug er beregnet øget miljøpåvirkning ved at gå fra fossil diesel til FT-diesel. Resultaterne viser altså, at hvis iLUC indregnes i LCA-analyser er produktion af rapsbiodiesel en dårlig ide både for klima og miljø, og sker alene i dag, fordi teknologien er nem, og fordi de nuværende styringsredskaber ikke har taget højde for effekter på jordens kulstofindhold, og indirekte effekter af arealændringer. FT-biodiesel baseret på energipil er ikke så dårligt som rapsbiodiesel, men giver alligevel kun en marginal reduktion i drivhusgasemissionen under de forudsætninger, der er antaget i Tonini & Astrup (2012).

Det er værd at bemærke, at den beregnede emission for rapsbiodiesel på 287 g CO₂/MJ (= Gg/PJ) er næsten 3 gange så stor som beregnet ovenfor ved hjælp af EU standardværdier samt danske beregninger. Det har ikke umiddelbart været muligt at gennemskue, hvori forskellen består. Det viser, at der stadig er stor usikkerhed relateret til beregninger af samlede drivhusgaskonsekvenser af bioenergiudnyttelser, der inkluderer indirekte arealændringer. Men det er dog værd at bemærke, at begge beregninger giver en højere emission end emissionen fra brug af fossil diesel på 89 g CO₂/MJ (figur 16).

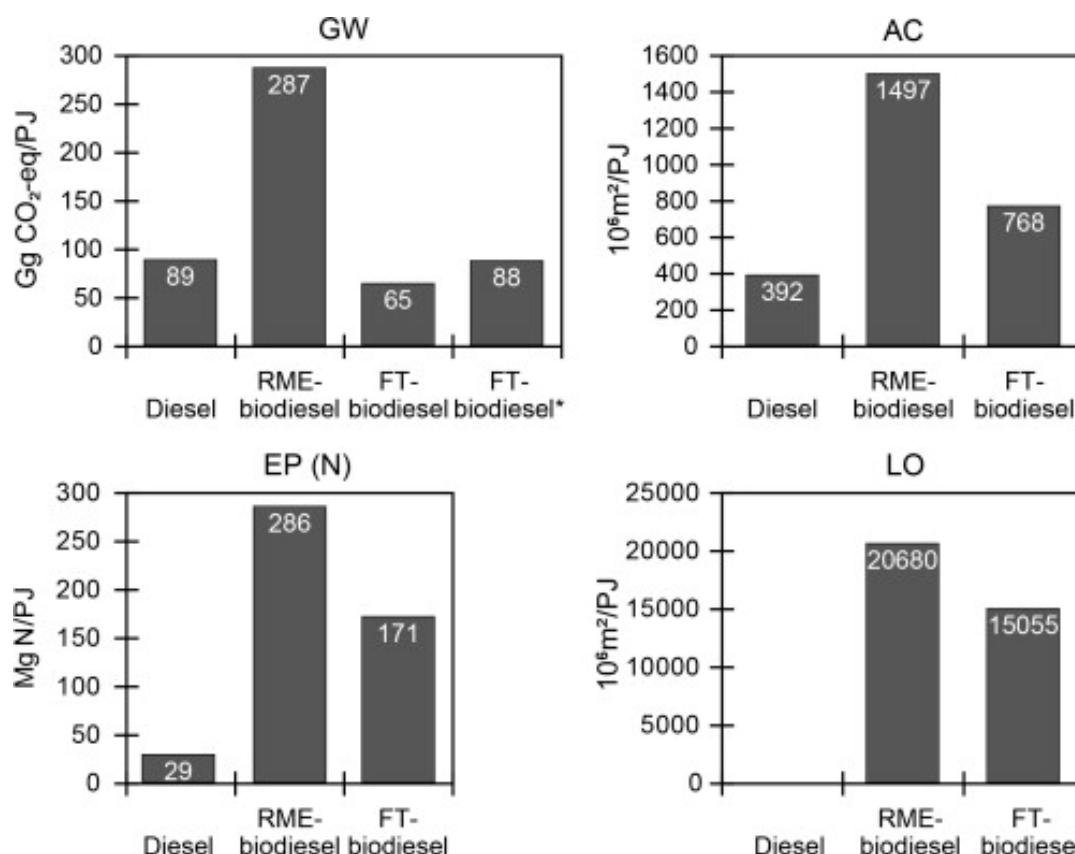
Der vil dog være nogle tilfælde, hvor der stadig kan argumenteres for det fornuftige i at dyrke deciderede biomasseafgrøder: Dels opfylder vi forskellige miljømålsætninger i Danmark med midler, der har tilsvarende indirekte arealeffekter, såsom skovrejsning, udtagning af bræmmer langs vandløb og suboptimale N-normer. Videntcenter for Landbrug vurderer således, at kvælstofnormerne giver anledning til en udbyttereduktion på 4,8 hkg/ha i vinterhvede (Knudsen, 2012). Hvis miljømålsætningerne kan opfyldes ved dyrkning af biomasseafgrøder og med samme eller mindre reduktion i fødevareproduktionen, vil der kunne argumenteres for det værdifulde i at få biomasse til energi eller materialer som et ekstra gode.

En anden udvikling, der kan levere biomasse til non-food uden at forårsage iLUC, er hvis der skiftes fra nuværende landbrugsafgrøder til afgrøder med et højere udbytte, og en andel af udbyttet udnyttes til foder, mens en anden andel anvendes til non-food (Jørgensen et al., 2012). Den højere totale biomasseproduktion kan altså sikre tilstrækkelige ressourcer til både at fastholde fødevareforsyningen og at levere non-food produkter. Størst udbytte kan opnås ved høst af grønne afgrøder (fx roer med top eller græsser) i stedet for tørre afgrøder, der har brugt en del af vækstsæsonen på at afmodne (korn) eller ved afgrøder, der smider en del af biomassen (bladene) inden høst (pil). Denne mulighed er dog endnu ikke realiserbar i kommerciel skala, da grønne bioraffinaderier, der kan udvinde bl.a. foderprotein af biomassen, endnu kun findes i pilotskala (Ecker *et al.* 2012).

Endelig skal det nævnes, at der kan være bioenergiproduktioner, som kan bidrage med reduceret arealforbrug og dermed positive effekter på drivhusgasbalancen som følge af iLUC. Det vil være tilfældet ved udnyttelse af halm eller andre råvarer, der ikke i dag har en foder eller fødevareanvendelse, hvis biprodukter som fx C5-melasse fra ethanolforgæring udnyttes til foder.



Energipil. Foto: AU.



Figur 15. Miljømæssige effekter ved produktion og forbrænding af fossil og bio-diesel til tung transport inklusive indirekte arealændringer (fra Tonini & Astrup, 2012).

*Fordele ved brug af biochar fra forgasningsprocessen er udeladt. Enheden på akse for AC og LO er fejlagtigt angivet til $10^6 \text{ m}^2/\text{PJ}$, det skal være ha/PJ , dvs. $10^4 \text{ m}^2/\text{PJ}$.

Bentsen et al. (2009) har beregnet, at alene proteinudnyttelsen fra 1. generations ethanolomsætning kan substituere import af foderprotein fra et omtrent ligeså stort areal med sojabønner i USA, idet det gennemsnitlige arealudbytte for hvede i Danmark er betydeligt højere end for sojabønner i USA. Udnyttelse af hvedekerner fra 1 ha til ethanol vil således kræve dyrkning af 0,67 ha nyt land i Danmark for at opfylde energibehovet til fodring, men vil frigive 0,71 ha land i USA som følge af det reducerede behov for import af foderprotein. Man bør dog nærmere overveje, hvordan substitution under disse forskellige produktivetsforhold i forskellige egne af verden sammenlignes og tolkes.

4.8 Sammenligning af bæredygtighed ved udnyttelse af national kontra importeret biomasse

Oprindeligt har primært nationalt produceret biomasse bidraget til energiforsyningen i form af brænde, træflis, halm, gylle, og i et vist omfang rapsolie. Rapsfrø er dog nemme at transportere og er en almindelig handelsvare på det internationale marked, så det er sandsynligt, at en del af den biodiesel, der produceres i Danmark, er fremstillet på basis af importerede rapsfrø.

I de senere år er importen af træ til bioenergi dog steget kraftigt og nærmer sig omfanget af dansk biomasse i energiforsyningen. Det er specielt importen af træpiller til de centrale kraftværker der er omfattende, og kan forventes at stige yderligere med fx DONG Energys strategi om at omlægge deres råvareforsyning til 85 % biomasse (Wolf, 2012). DONG forventer således en årlig stigning i træpilleforbruget på ca. 15 % frem mod 2020.

Der knytter sig også iLUC problemstillinger til udnyttelse af træ (Wolf, 2012; DONG, 2013), såvel som den tidsforskydningsproblematik i forhold til CO₂-reduktion, som er beskrevet i afsnit 3.1. Omfanget af iLUC-effekt tilknyttet træpiller varierer med forskellige træressourcer og deres geografiske oprindelse (DONG, 2013). Det er derfor meget kompliceret at sammenligne fx træflis fra energipil i Danmark med importeret træflis eller træpiller.

Der kan dog knyttes nogle generelle kommentarer til henholdsvis national og importeret biomasse:

1. Bæredygtighedskriterier for nationalt produceret biomasse vil formentlig nemmere kunne reguleres, end de vil kunne for importeret biomasse. Generel fredsskovspligt i Danmark er ét eksempel på, at genplantning af skov altid sikres ved eksisterende lovgivning. Landbrugsproduktionen i Danmark er reguleret i forhold til omfanget af gødskning og pesticidanvendelse. Importeret biomasse kan komme fra områder, hvor de socioøkonomiske forhold betyder, at forbruget af hjælpestoffer er lavere end i Danmark, men i andre tilfælde kan biomassen stamme fra meget intensiv produktion, og hensynet til lokale folks rettigheder kan være mangelfuldt.
2. Ved import af biomasse vil der oftest være en længere transport end ved brug af nationalt produceret biomasse. Da mange biomasseprodukter har en lav energi-

tæthed (enten lav densitet, som i halm, eller højt vandindhold, som i gylle) kan det betyde en betydelig miljømæssig belastning. Træpiller og bioolie adskiller sig dog herfra ved højere energitæthed.

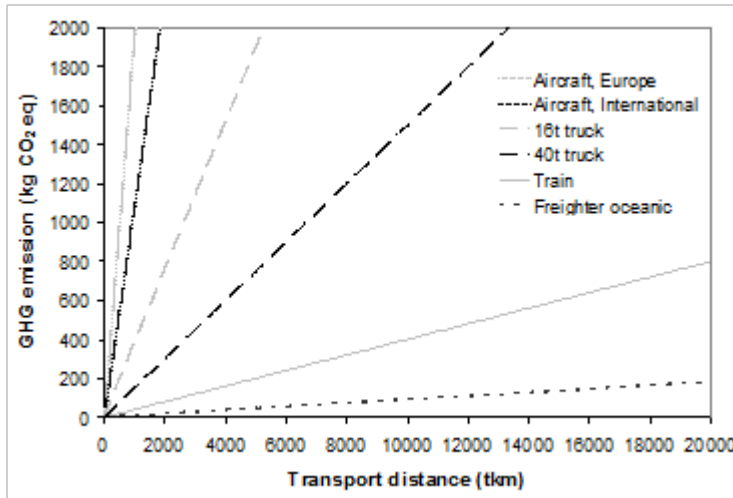
Der arbejdes i mange sammenhænge med opsætning af certificeringsordninger for biomasse, som kan sikre bæredygtigheden specielt ved import. Det er dog vanskeligt at sikre ordninger, der inkluderer alle effekter, og kontrollen af ordningernes overholdelse kan være vanskelig og omkostningstung. En analyse af 17 certificeringsordninger konkluderede, at det igangværende udviklings- og standardiseringsarbejde er vigtigt og bl.a. skal adressere disse nuværende problemer (DONG, 2013):

- iLUC effekter var ikke inkluderet i de analyserede ordninger
- der var en mangel på målbare og testbare bæredygtighedskriterier
- evaluering af meso- og makroniveau effekter er ikke inkluderet
- evaluering af rettidig omhu ved ordninger i udviklingslande er ikke inkluderet
- socioøkonomiske forhold adresseres kun i begrænset omfang
- samarbejde med relevante interessenter kan forbedres.

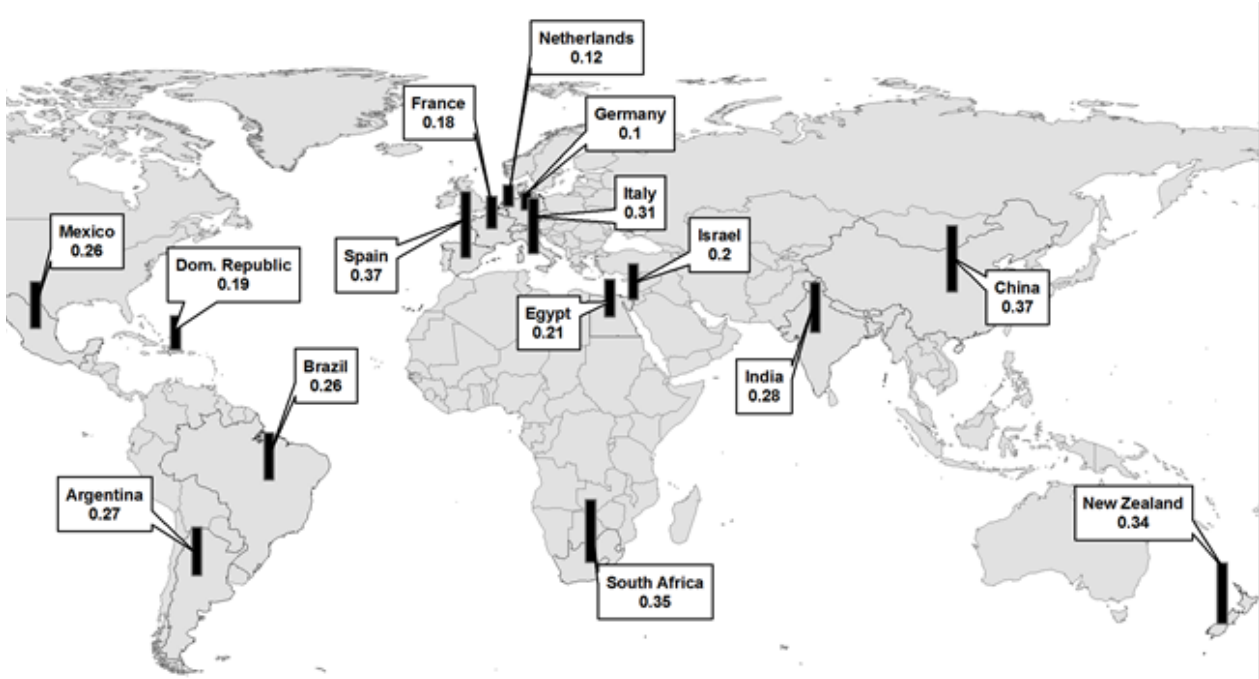
Forskellige transportformer giver stor forskel i drivhusgasudledning og skibstransport er så langt den mest effektive transportform (figur 16). Knudsen (2011) beregnede således, at import af en vare fra Rom til Århus med lastbil forårsagede en større drivhusgasudledning (308 kg CO₂-ækvivalenter pr. ton produkt) end import med skib fra Buenos Aires til Rotterdam og lastbil til Århus (271 kg CO₂-ækvivalenter pr. ton produkt). Generelt gælder det, at interkontinental transport med skib er mindst ligeså effektiv som lastbiltransport fra Sydeuropa, mens import fra vores nabolande har den mindste transportrelaterede drivhusgasemission (figur 17). Det skal dog bemærkes, at ved import af træpiller sejler DONG direkte til havne ved danske kraftværker (Wulf, 2012), og dette favoriserer yderligere den interkontinentale transport med skib.

Værdierne for transportemissioner kan sammenlignes med den CO₂-reduktion på 495-773 kg CO₂-ækvivalenter pr. ton halm (afhængigt af, om halm afbrændes direkte eller forgasses), der kan opnås ved energianvendelse af halm til substitution af naturgas i danske kraftvarmeanlæg (Olesen et al., 2013b). Transportrelateret emission ved interkontinental biomassetransport og ved lastbiltransport fra Øst- eller Sydeuropa vil således ophæve en betydelig del af den drivhusgasreduktion, der opnås ved substitution af fossile

brændsler. Dertil skal lægges lokale emissioner tilknyttet reduktion i jordens kulstofpulje, høst og evt. tørring og presning i træpiller, således at den samlede drivhusgasbalance risikerer at blive negativ, i særdeleshed, hvis der også indregnes et bidrag fra iLUC.



Figur 16. Drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækvivalenter pr. ton vare) ved transport med forskellige transportmidler (Ecoinvent Centre, 2007).

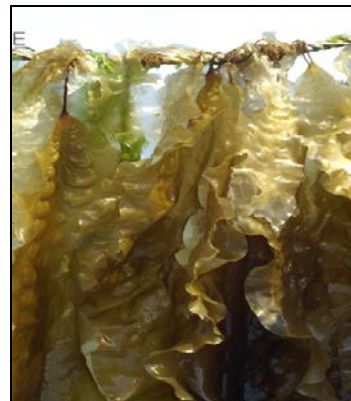


Figur 17. Drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækvivalenter pr. kg vare) ved transport fra forskellige lande til Danmark. Ved søtransport er antaget omladning til lastbil i Rotterdam (Knudsen, 2011).

5. Biomasse fra danske havområder

5.1 Definition

Biomasse fra det akvatiske miljø, dvs. makroalger, mikroalger og vandplanter, betegnes ofte som ”blå biomasse”. Dette afsnit omhandler udelukkende makroalger (tang). Makroalger omfatter tre overordnede grupper: Brunalger, rødalger og grønalger. Der er mest fokus på store brunalger som marin biomasseafgrøde i tempererede egne. Fordele-
ne ved de store brunalger er, at de kan dyrkes på og høstes fra liner udsat i åbent vand, og at de producerer en relativt stor høstbar biomasse inden for en vækstsæson. Endvidere er de store brunalger effektive til at optage næringsstoffer i vinterhalvåret, hvor næringsstofkoncentrationen i de danske farvande generelt er højest. I Danmark findes tre arter af store brunalger, hvoraf to, sukkertang (*Saccharina latissima*) og fingertang (*Laminaria digitata*) er almindelige i både Nordsøen og indre danske farvande. Industriel høst af store brunalger fra naturlige populationer i Danmark er udelukket, da algerne primært vokser naturligt på beskyttede stenrev.



Fingertang (*Laminaria digitata*) t.v. og sukkertang (*Saccharina latissima*) t.h.

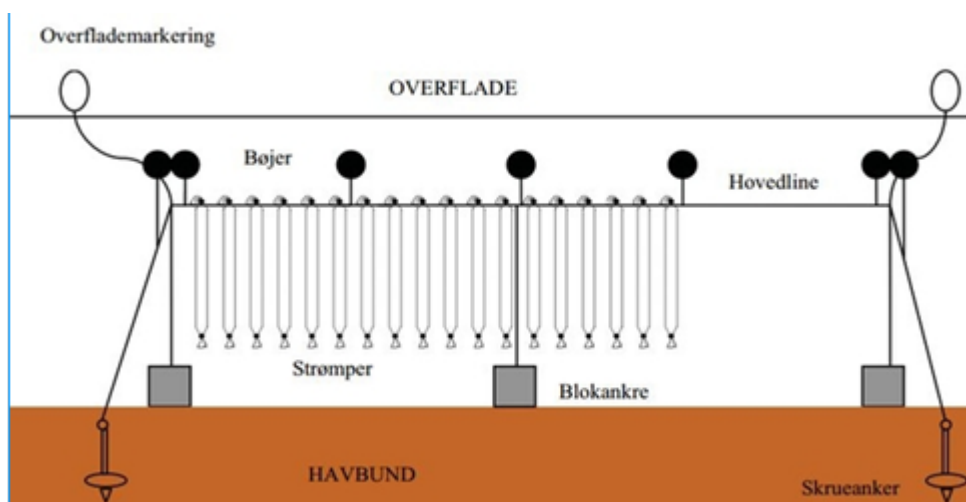
5.2 Hvor meget tang udnyttes i dag?

Teknologien til dyrkning af tang på liner (figur 18) er velbeskrevet (f.x. Edwards & Watson, 2011). På globalt plan produceres årligt ca. 15 mio. ton tang til fødevareindustrien (ca. 50 % brunalger (Zemke-White & Ohno, 1999)), heraf produceres 99,7 % i Asien (FAO, 2010). De sidste 0,3 % af produktionen foregår hovedsageligt i Amerika, mens kun knap 900 ton produceres i Europa, primært ved høst af store brunalger fra naturlige populationer i Frankrig og Norge. Denne biomasse anvendes hovedsageligt til produktion af alginat til fødevareindustrien. De her nævnte tal er vådvægt.

Der findes kun et par kommercielle producenter af tang i Danmark (p.t. Seaweed Seed Supply og Hjarnø Havbrug), men Børresen & Jarlbæk (2010) anbefaler, at produktionen af marine afgrøder, bl.a. tang øges i danske farvande.

5.3 Indholdsstoffer og energikonvertering

Brunalger har en tørstofprocent på ca. 10-25 % (Black, 1950). Tørstoffet består af kulhydrater (15-74 %), protein (5-15 %), fedt (0-2 %), aske/mineraler (10-44 %) og forskellige højværdistoffer som pigmenter og antioxidanter (bl.a. carotenoider) og andre bioaktive stoffer (fx polyfenoler) (Holdt & Kraan, 2011). Den store variation i værdierne skyldes især årstidsvariation (Black, 1950).



Figur 18. Princippet i dyrkning af brunalger på liner er det samme som for dyrkning af linemuslinger (Dansk Skaldyrcenter).

Biomasse fra store brunalger er ikke velegnet til termisk konvertering (fx afbrænding eller pyrolyse), pga. det høje vand- og askeindhold (Adams et al., 2011a; Ross et al., 2008). Biologisk konvertering til biogas giver med eksisterende teknologier et udbytte på op til 80 % af det teoretiske udbytte: Ca. 300 kubikmeter metan per ton organisk materiale ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{ton VS})^{-1}$) (Adams et al., 2011b; Møller et al., 2012), dvs. ca. samme energiudbytte som fra landbaserede energiafgrøder. Forbedringer forventes bl.a. ved optimering af sammensætningen af de mikroorganismer, der producerer biogassen, eller ved at fjerne det giftige hydrogensulfid tidligt i processen.

Biologisk konvertering til bioethanol giver pt. et energiudbytte på ca. $0,16 \text{ L (kg DW)}^{-1}$ (Adams et al., 2011b), hvilket svarer til godt halvdelen af udbyttet for 2. generations energiafgrøder som halm, majs halm og bagasse. Det relativt lave udbytte skyldes dels mangel på specifikke enzymer til hydrolyse af en del af kulhydraterne i brunalger (alginater), dels at en del af sukkerstofferne ikke kan omsættes af almindelige gærbakterier (C5 sukre). Det forventes, at en optimering både af enzymatisk forbehandling af alginat, og af fermenteringsprocessen med organismer, der også kan omsætte C5 sukre, vil kunne øge udbyttet inden for de næste 5 år.

5.4 Hvor stort er potentialet for udnyttelse af tang i Danmark?

Der dyrkes endnu ikke tang i industriel skala hverken i Danmark eller i resten af Europa, og derfor mangler man dokumentation for det reelle dyrkningspotentiale, og de reelle omkostninger. Man estimerer en mulig produktion på mellem 5 og 15 ton tørstof (T TS) per hektar under forhold svarende til danske (Bruhn et al., 2010; Bruton et al., 2009; Edwards & Watson, 2011; Reith et al., 2005). Dette estimat er baseret på resultater fra forskellige forskningsbaserede dyrkningsforsøg i Europa, samt mindre produktioner til fødevarer (bl.a. Seaweed Seed Supply) i Danmark.

Omsat til energiudbytte per hektar vil den potentielle produktion i Danmark svare til et energiudbytte på $20\text{-}60 \text{ GJ ha}^{-1}$, hvis energibæreren er bioethanol, eller $40\text{-}120 \text{ GJ ha}^{-1}$ ved biogasproduktion fra biomassen (tabel 26). Samtidig med energiproduktionen ville man kunne opsamle næringsstoffer, kvælstof og fosfor, fra havmiljøet, og føre dem tilbage i fødekæden på land som protein.

Tabel 26. Potentielle udbytter af tørstof (TS), energi, protein og næringsstoffer ved dyrkning af én hektar med brunalger i Danmark.

Potentiale ha ⁻¹ år ⁻¹	Lavt udbytte	Højt udbytte
ton TS	5	15
Bioethanol (GJ) ^a	20	60
Biogas (GJ) ^b	40	119
Protein (ton) ^c	0,5	1,5
Kvælstof (kg) ^d	100	300
Fosfor (kg) ^e	15	45

^a Bioethanol: 24 MJ per l. ^b Methan: 0,0378 MJ per l. ^c Protein ca. 10 % af TS (Black, 1950). ^d Kvælstof ca. 2 % af TS (Ross et al., 2008). ^e Fosfor ca. 0,3 % af TS (Kornfeldt, 1982).

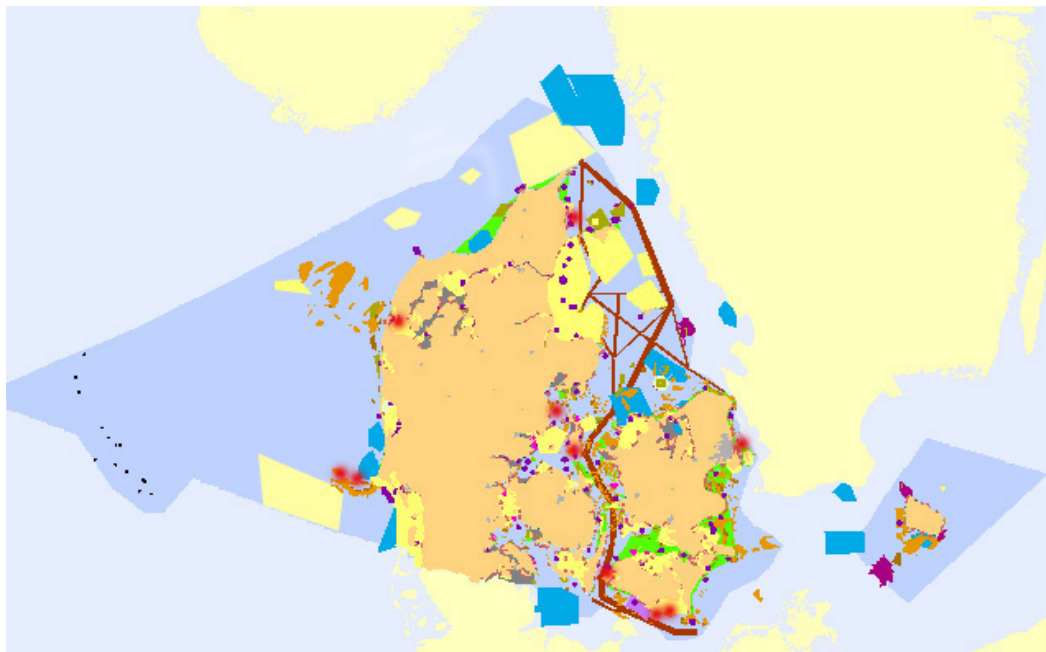
Hvis man eksempelvis ønsker at dække 1 % af Danmarks energiforbrug med biogas fra brunalger, vil det kræve 1 mio. T TS på årsbasis, dvs. en mængde svarende til den årlige globale produktion af brunalger i dag (Zemke-White & Ohno, 1999). Produktionen ville dække et samlet dyrkningsareal på 700-2100 km², svarende til ca. halvdelen af Fyn (tabel 27).

Tabel 27. Oversigt over arealkrav og potentielle udbytter, hvis 1 % af Danmarks energiforbrug skulle dækkes ved dyrkning af brunalger. Danmarks faktiske energiforbrug i 2011 lå på 796 PJ (Energistyrelsen, 2012)

	Bioethanol	Biogas
Biomasse volumen (mio ton TS år ⁻¹)	2	1
Arealkrav (km ²)	1400-4200 (½-1½ *Fyn)	700-2100 (1/4-3/4 *Fyn)
% af teoretisk ledigt marint areal	2-6	1-3
Ton protein (TS) × 1000	200	100
Ton kvælstof × 1000	40	20
Ton fosfor × 1000	6	3

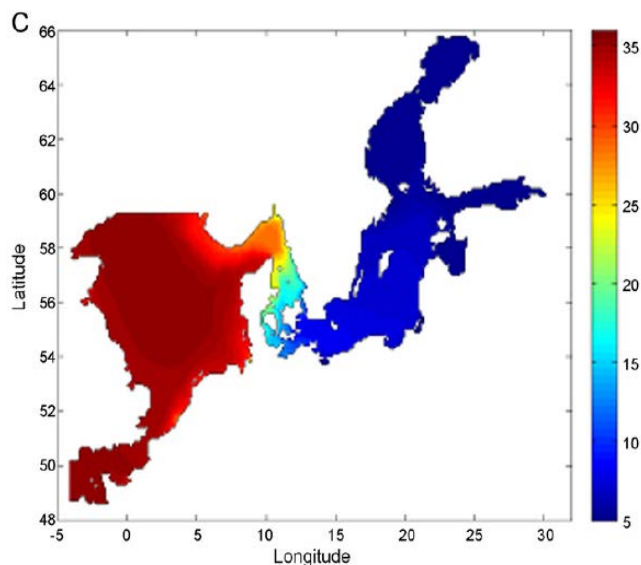
Det danske territorialfarvand udgør 106.000 km². De 34.000 km² er underlagt forskellige restriktioner (beskyttede områder, havvindmølleparker, sejlads, råstofindvinding m.m.), mens de resterende 72.000 km² i teorien er ledige (figur 19) (Bruhn et al., 2010). Hvor stor en andel og hvilke områder, der er egnede til dyrkning af brunalger afhænger af vandkvaliteten: Saltholdighed (helst over 20 promille), næringstilgængelighed, van-

dets klarhed og eksponeringsgraden (Bartsch et al., 2008; Conolly & Drew, 1985). Alle disse faktorer varierer betydeligt i danske farvande (figur 20). En teoretisk kortlægning af egnede områder til dyrkning af tang er under udarbejdning bl.a. hos DHI og AU. Praktiske dyrkningsforsøg har fundet sted i Limfjorden (Wegeberg, 2010) og Storebælt (Birkeland, 2009), og flere er pt. i gang i forbindelse med større forskningsprojekter: MacroAlgae Biorefinery (Strategisk forskningsråd v. Teknologisk Institut. Limfjorden og indre danske farvande); KOMBI-opdræt (GUDP v. Dansk Akvakultur. Horsens Fjord og indre danske farvande).



- Havbrug (1 sm buffer)
- Klæppladser 2002 (1 sm buffer)
- Fuglebeskyttelses områder
- Habitat områder
- Ramsar områder
- Natur- og vildtreservater
- Statslige fredninger
- Areal fredninger (aktuelle og for
- Biologisk interessante områder
- Femembælt reservation
- Råstofressourceområder
- Militære områder
- Fareområder
- Skydeområder
- Råstofindvindings områder
- Fredningsbælt
- Havmøller
- Skærpet målsætning
- Olieplatforme
- Sejruter

Figur 19. Arealanvendelse af det marine område inden for Dansk Eksklusiv Økonomisk Zone (EEZ). Baseret delvis på DTUAqua (<http://gis.dfu.min.dk/website/Havbrug/viewer.htm>) (Bruhn et al., 2010).



Figur 20. Saltholdigheden i indre danske farvande varierer fra højt indhold i Nordsøen til lavt indhold i brakvand i Østersøen. Figur fra Maar et al., (2011).

5.5 Bioraffinering af tang

Alle beregningsoverslag indikerer, at dyrkning af tang til energiproduktion alene ikke er rentabelt (Bruhn et al., 2010; Bruton et al., 2009; Edwards & Watson, 2011). Både økonomisk og miljømæssig bæredygtighed af biomasseproduktionen vil øges ved at udnytte biomassen fra brunalger i et bioraffinerikoncept, hvor både kulhydrater, proteiner og højværdistoffer udnyttes sideløbende. Proteinerne i brunalger kan potentielt anvendes til foder til både fisk og husdyr. Indholdsstofferne i tang, både grøn-, rød- og brunalger, gør denne biomasse interessant til mange formål udover blot foder, fødevarer og energi.

Kulhydraterne i algernes cellevægge (carrageenan, alginat, agar, ulvan) udnyttes allerede som tilsætningsstoffer i fødevare-, farma-, biotek- og sundhedsindustrien. Pigmenterne fra tang (fx β -karoten, fucoxanthin, phycobilirubin, phycobilierythrin, lutein) udnyttes ligeledes allerede som farvestoffer i foder og fødevarer, som fluorescerende biomarkører og som anti-oxidanter. Andre bioaktive stoffer i tang har i de seneste år vist sig at være effektive mod bl.a. kræft, fedme, sukkersyge og hjerte-karsygdomme (Holdt & Kraan, 2011), så efterspørgslen på bioaktive stoffer fra tang forventes at stige.

I et nystartet projekt finansieret af Det Strategiske Forskningsråd optimeres udnyttelsen af både sukkertang og fingertang til energi og protein til fiskefoder. Samtidig undersøges effektiviteten af brunalger som et supplerende virkemiddel til fjernelse af kvælstof og fosfor i indre danske farvande i nævnte og andre projekter (<http://www.mab3.dk>).

5.6 Perspektiver for udnyttelse af tang

Det forventes, at man i løbet af 5 år vil kunne have etableret en produktion af brunalger i indre danske farvande ved hjælp af eksisterende teknologier til produktion af sporeliner (Edwards & Watson, 2011; Forbord et al., 2012). Dyrkningsteknologien er implementeret i områder på 1-5 hektar både i Horsens fjord og i Limfjorden. Høstteknologien vil kunne effektiviseres bl.a. gennem videnoverførsel fra produktionsteknologierne inden for line-muslingefiskeriet. Dyrkning i mere åbent farvand som Nordsøen, vil kræve udvikling af mere robuste off-shore systemer. Denne udvikling er i gang, både gennem virksomheder som Seaweed Energy Solution (Norge), og gennem forskningsprojekter, bl.a. i EU-regi (Mermaid - med deltagelse af DHI).

5.7 Miljøeffekter af tangproduktion

Produktion af el baseret på biogas fra dyrkede brunalger kan give en reduktion i udledning af drivhusgasser på mellem 77,6 % og 83,7 % i forhold til elektricitet fra det britiske el-net produceret ud fra naturgas med eller uden varmeudnyttelse (Thornley, 2011). Biogasproduktion fremhæves p.t. som generelt mere bæredygtig, end en kombineret energi-produktion fra ethanol og biogas (Alvarado-Morales et al., 2013).

For hvert ton høstet biomasse (tørvægt) vil man fjerne ca. 20 kg N og 5 kg P fra havmiljøet, hvilket i danske farvande vil være en miljømæssig gevinst. Næringsstofferne vil, som biprodukter til en energiproduktion, kunne genanvendes på land, enten som foderprotein, eller som gødning. Omkostningseffektivitet af tang som virkemiddel til fjernelse af N i kystnære farvande er ca. 150 kr/kg N. Her er indtægter ved anvendelse af biomassen ikke indregnet. Omkostningerne for andre beskrevne virkemidler ligger mellem 0 og 224 kr/kg N (Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet et al, 2009).

Under produktionen vil algerne udgøre et ”hængende rev” med forventet øget lokal biodiversitet. I et socioøkonomisk perspektiv må man forvente, at dyrkning af tang kan bidrage til vækst inden for akvakulturerhvervet.



*Høst af sukkertang dyrket på liner i Limfjorden, maj 2013.
Foto: The Macroalgae Biorefinery.*

5.8 Økonomi ved tangproduktion

Dyrkning af store brunalger til energiproduktion alene er ikke rentabelt for nuværende (Bruhn et al., 2010; Edwards & Watson, 2011). Estimerede produktionspriser for store brunalger svinger med over en faktor 30 fra 580 til 18.600 kr per ton tør tang (Bruton et al., 2009; Chynoweth, 2002; Kelly & Dworjanyn, 2008; Reith et al., 2005). Dertil kommer en estimeret etableringsomkostning på ca. 20.000 kr per hektar dyrkningsareal (tabel 28). Tang, der høstes fra naturlige populationer eller dyrkes i mere kystnære farvande (Bjerregaard, personlig kommunikation og (Bruton et al., 2009) er relativt billigere sammenlignet med tang, der er dyrket off-shore i Nordsøen (Reith et al., 2005). Det er vigtigt at understrege, at samtlige estimer for produktionspriser for dyrket tang er baseret på dyrkningsforsøg i mindre skala.

Tabel 28. Estimerede produktionsomkostninger for dyrkning og høst af store brunalger (tabel 3 i Bruhn et al., 2010).

Reference	Kelly & Dworjanyn, 2008	Bruton, et al., 2009	Chynoweth, 2002	Reith, et al., 2005	Bjerregaard, pers. kom., 2009
Nation	Skotland	Frankrig	USA, Florida	Holland	Danmark, Kattegat
Udbytte/ha vådvægt (ww)	130	-	-	-	23-65
Udbytte/ha tørvægt (dw)	13	20	-	20-50	3,5-10
Pris/TS (kr)	4.230	1.986	580-2.119	18.600	3.000
Etablering/ha (kr)	20.156	-	19.458	-	18.000

Både virksomheder og forskningsinstitutioner arbejder for at bringe produktionsprisen ned. De danske forsknings- og demonstrationsprojekter: MAB3 og KOMBI opdræt vil inden 2016 bidrage med mere konkrete tal for produktionspotentialer og -omkostninger i danske farvande, med fokus på:

1. Opskalering og effektivisering af produktion.
2. Værdioptimering gennem udnyttelsen af biomassen i et bioraffinaderi, hvor de primære produkter kunne være protein til foder, højværdistoffer som pigmenter, antioxidanter eller andre bioaktive stoffer, og hvor restproduktet kunne omsættes til forskellige energibærere, fx ethanol og metan.
3. Værdisætning af fjernelse af næringsstoffer fra havmiljøet. Hvis havbrug ønsker at udvide deres produktion, skal de dokumentere, at det ikke medfører en øget

udledning af kvælstof til havmiljøet. Der vil derfor være et økonomisk incitament til at dyrke tang til kompensationsoptag af kvælstof (og fosfor), fordi tangen optager en del af de næringsstoffer, der går tabt til havmiljøet fra fiskeekskremer og foderspild. Ligeledes kan tangdyrkning indføres som supplerende virkemiddel til at nedbringe kvælstof og fosfor koncentrationerne i kystnære farvande, og som nævnt muliggøre genanvendelse af disse ressourcer som foder eller gødning.

5.9 Udfordringer – produktion og rammevilkår for tangproduktion

Der er udfordringer forbundet med hele produktionskæden i realiseringen af en produktion af blå biomasse. Udfordringerne er knyttet både til teknologiudvikling og ændringer af rammevilkår:

- Marin arealforvaltning: Egnede dyrkningsområder skal defineres og godkendes
- Lovgivningen for akvakultur skal muligvis ændres og tilpasses dyrkning af en afgrøde, der optager næringsstoffer og frigiver ilt, modsat produktion af fisk og skaldyr, der optager ilt og afgiver næringsstoffer
- Potentialet for dyrkning af tang som supplerende virkemiddel til fjernelse af kvælstof fra havmiljøet skal dokumenteres (en sideeffekt i forhold til biomasseproduktion)
- Dyrkningsteknologien skal effektiviseres og opskaleres fra nicheproduktion til industriel skala
- Forædling af udvalgte arter til større udbytte eller mere fordelagtig biokemisk sammensætning
- Bioraffinaderi: Integreret udnyttelse af hele biomassen skal optimeres
- Økonomisk og miljømæssig bæredygtighed skal dokumenteres
- Samfundets holdning til havet som produktionsområde – øget oplysning og debat.

6. Referencer

- Adams, J.M.M., Ross, A.B., Anastasakis, K., Hodgson, E.M., Gallagher, J.A., Jones, J.M., Donnison, I.S., 2011a. Seasonal variation in the chemical composition of the bioenergy feedstock *Laminaria digitata* for thermochemical conversion. *Bioresource Technology* 102, 226-234.
- Adams, J.M.M., Toop, T.A., Donnison, I.S., Gallagher, J.A., 2011b. Seasonal variation in *Laminaria digitata* and its impact on biochemical conversion routes to biofuels. *Bioresource Technology* 102, 9976-9984.
- Alvarado-Morales, M., Boldrin, A., Karakashev, D.B., Holdt, S.L., Angelidaki, I. & Astrup, T., 2013. Life cycle assessment of biofuel production from brown seaweed in Nordic conditions. *Bioresource Technology* 129, 92-99.
- Andersen, H.E., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Jørgensen, U. & Jacobsen, B., 2011. Virkemidler til N-reduktion - potentialer og effekter. Notat fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- Archer, D., 2010. The global Carbon Cycle. Princeton University Press.
- Audsley, E., Brander, M., Chatterton, J., Murphy-Bokern, D., Webster, C. & Williams, A., 2009. How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope for reducing them by 2050. WWF-UK.
- Barney, J.N. & Ditomaso, J.M., 2008. Nonnative species and bioenergy: Are we cultivating the next invader? *Bioscience* 58, 64-70.
- Begley, D., McCracken, A.R., Dawson, W.M. & Watson, S., 2009. Interaction in Short Rotation Coppice willow, *Salix viminalis* genotype mixtures. *Biomass and Bioenergy* 33, 163-173.
- Bentsen, N.S., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Riis-Nielsen, T. & Suadicani, K., 2012. Oversigt over nuværende skov- og affaldsbiomasse, samt potentialer i 2020. Baggrundsnotat til ”+10 mio. tons planen”, www.foi.life.ku.dk/Publikationer/specielle_FOI-udgivelser/10miotons.aspx
- Bentsen, N.S., Thorsen, B.J. & Felby, C., 2009. Energy, feed and land-use balances of refining winter wheat to ethanol. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr* 3, 521-533.
- Bessou, C., Ferchaud, F., Gabrielle, B. & Mary, B., 2010. Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review. *Agron. Sustain.* 31, 1-79.

- Birkeland, M.J., 2009. Nitrogen accumulation and primary production by *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) estimated from mathematical modelling and experimental cultivation near a sea cage farm: a case study. Department of Biology, University of Copenhagen. MSc Thesis, 28 pp.
- Black, W.A.P., 1950. The Seasonal Variation in Weight and Chemical Composition of the Common British Laminariaceae. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 29, 45-72.
- Bloomberg, 2011. Bioproducts: diversifying farmers' income – how a bioproduct industry will affect the EU27 agricultural sector. Citeret 7. januar 2013.
www.novozymes.com/en/sustainability/benefits-for-the-world/biobased-economy/white-papers-on-biofuels/Documents/2011%20-%20bnf%20-%20diversifying%20farmers%20income%20%20-%20slides.pdf
- Bojesen, M., Skov-Petersen, H. & Gylling, M. (upubl.). Forecasting structural changes and biogas potentials – spatial application of Markov chains.
- Bright, R.M., Cherubini, F., Astrup, R., Bird, N., Cowie, A.L., Ducey, M.J., Marland, G., Pingoud, K., Savolainen, I. & Strømman, A.H., 2012. A comment to "Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral": Important insights beyond greenhouse gas accounting. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 4, 617-619.
- Bruhn, A., Dahl, J., Nielsen, H.B., Nikolaisen, L.S., Rasmussen, M.B., Markager, S., Olesen, B., Arias, C., Jensen, P.D., 2011. Bioenergy potential of *Ulva lactuca*: growth yield, methane production and combustion. *Bioresource Technology* 102, 2595-2604.
- Bruhn, A., Rasmussen, M.B. & Bech, K.S., 2010. Den blå biomasse - potentialet i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Rapport bestilt af Klima Kommissionen. 32 pp.
- Bruton, T., Lyons, H., Lerat, Y., Stanley, M. & Rasmussen, B., 2009. A review of the Potential of Marine Algae as a source of Biofuel in Ireland. Report prepared for Sustainable Energy Ireland. 88 pp.
- Bruun, S., Jensen, E.S. & Jensen, L.S., 2008. Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Org Geochem* 39, 839–845.
- BSI, 2011. PAS2050. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution, UK. 38 s.

- Børgesen, C.D., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B. & Elmholt, S., 2009. Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. DJF Rapport Markbrug 142.
- Børgesen, C.D., Grant, R., Gyldenkerne, S., Jensen, P. N., Hansen, E. M., Jørgensen, U., Olesen, J. E., Petersen, B. M., Rubæk, G. H., Sørensen, P. & Vinther, F. P., 2011. Notat nr. 3 Vedrørende effekter af forskellige tiltag i forbindelse med Grøn Vækst med fokus på flerårige energiafgrøder, liberalisering af landbrugsloven, energiudnyttelse af husdyrgødningen, ammoniakinitiativer, miljøgodkendelserne, reglerne for efterafgrøder og normreduktionen, Nr. 785634, 51 s., jun 28, 2011.
- Børresen, T., Jarlbæk, H., 2010. Havet - en uudnyttet ressource. Fødevareministeriet.
- Christensen, B.T., 2004. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (red). Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109. s. 157-166.
- Christensen, B.T. & Schjønning, P., 1987. Nedmuldning af halm. Tidsskrift for Planteavl Specialserie, S 1911.
- Christian, D.G. & Riche, A.B., 1998. Nitrate leaching losses under *Miscanthus* grass planted on a silty clay loam soil. *Soil Use and Management* 14,131-135.
- Chynoweth, D.P., 2002. Review of biomethane from marine biomass. History, results and conclusions of the "US Marine Biomass Energy Program" (1968-1990). 194 pp.
- Concito, 2011. Reducerer brug af biomasse atmosfærens indhold af CO₂? http://www.concito.info/sites/concito.dk/files/dokumenter/nyheder/rapport_-_biomasse_25.nov2011_0.pdf
- Conolly, N.J., Drew, E.A. ,1985. Physiology of *Laminaria* IV. Nutrient supply and daylength, major factors affecting growth in *L. digitata* and *L. saccharina*. *Marine Ecology* 6, 299-320.
- Dalgaard, T., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Petersen, B.M., Jørgensen, U., Kristensen, T., Hutchings, N.J., Gyldenkerne, S. & Hermansen, J.E., 2011. Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture - How to achieve substantial CO₂ reductions? *Environmental Pollution* 159, 3193-3203.
- Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet; Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet; Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet, 2009. Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af vandrammedirektivet.

- Dansk Skovforening, Skovdyrkerforeningerne & HedeDanmark a/s, 2013. Danmarks forsyning af træflis i fremtidens energimarked.
- Dauber J., Jones M.B. & Stout, J., 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *Global Change Biology Bioenergy* 2, 289-309
- Den Virtuelle Floran, 2013. <http://linnaeus.nrm.se/flora/di/salica/salix/>.
- Dimitriou, I., Mola-Yudego, B. & Aronsson, P., 2012. Impact of Willow Short Rotation Coppice on Water Quality. *BioEnergy Research* 5, 537-545
- Dohleman, F.G. & Long, S.P., 2009. More Productive Than Maize in the Midwest: How Does Miscanthus Do It? *Plant Physiology* 150, 2104-2115.
- Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M.S., Drewer, J., Flessa, H., Freibauer, A., Hyvonen, N., Jones, M.B., Lanigan, G.J., Mander, U., Monti, A., Djomo, S.N., Valentine, J., Walter, K., Zegada-Lizarazu, W. & Zenone, T., 2012. Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 372-391.
- Dong Energy, 2013. Executive summary of the two sub-projects for the LUBA project (WP1): Part 1: Certification schemes analysis and sustainability criterias. Part 2: Life cycle assessment (LCA) of wood pellets for energy applications.
- E4tech, 2009. Biomass supply curves for the UK. Available online: [http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20121217150421/http://decc.gov.uk/assets/decc/What%20we%20do/UK%20energy%20supply/Energy%20mix/Renewable%20energy/Renewable%20Energy%20Strategy/1_20090716112412_e_@@_E4techBiomasssupplycurvesfortheUKurn09D690.pdf], cited 14/3-2013.
- Ecker, J., Schaffenberg, M., Koschuh, W., Mandl, M., Bozhelt, H.G., Schnitzer, H., Harasek, M. & Steinmüller, H., 2012. Green Biorefinery Upper Austria - Pilot Plant operation. *Separation and Purification Technology* 96, 237-247.
- Ecoinvent Centre (2007) Ecoinvent Database v.2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Online at: <http://www.ecoinvent.org/>.
- Edwards, M. & Watson, L., 2011. Cultivating *Laminaria digitata*. *Aquaculture Explained* 26: 72 pp
- EEA, 2011. Opinion of the EEA Scientific Committee on greenhouse gas accounting in relation to bioenergy. European Environment Agency, Scientific Committee, 15 September 2011. www.eea.europa.eu/about-us/governance/scientific-

committee/sc-opinions/opinions-on-scientific-issues/sc-opinion-on-greenhouse-gas/view.

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G., 2011. Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Elsgaard, L., Görres, C.M., Hoffmann, C.C., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. & Petersen, S.O., 2012. Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162, 52-67.

Elsgaard L., Jørgensen, U., Gylling, M., Holst, T., Andersen, H., Nikolaisen, L., 2011. Anvendelsesmuligheder for halm til energiformål. Notat til Region Midtjylland.

Elsgaard, L., Olesen, J.E., Hermansen, J.E., Kristensen, I. T. & Børgesen, C.D., 2013. Regional greenhouse gas emissions from cultivation of winter wheat and winter rapeseed for biofuels in Denmark. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, 63, 219-230.

Energinet.dk, 2013. Støtte til biogas. Available online: [<http://energinet.dk/DA/GAS/biogas/Stoette-til-biogas/Sider/Stoette-til-biogas.aspx>], cited 14/3-2013.

Energistatistik, 2011. Energistyrelsen, www.ens.dk.

Energistyrelsen, 2011. Det danske træpillemarked 2010.

Energistyrelsen 2012a. Energistatistik 2011.

Energistyrelsen, 2012b. Udviklingen i de fremtidige energipriser, herunder sikkerhed i tallene.

Energistyrelsen, 2013. Biomasseressourcer.

European Commission, 2012. Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources. COM(2012) 595 final.

FAO, 2010. FAO yearbook. Fisheries and Aquaculture Statistics 2008. Rome.

- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S. & Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319, 1235-1238.
- Forbord, S., Skjermo, J., Arff, J., Handa, A., Reitan, K.I., Bjerregaard, R., & Luning, K., 2012. Development of *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) kelp hatcheries with year-round production of zoospores and juvenile sporophytes on culture ropes for kelp aquaculture. *Journal of Applied Phycology* 24, 393-399.
- Fødevareministeriet, 2008a. Jorden – en knap ressource. Fødevareministeriets rapport om samspillet mellem fødevarer, foder og bioenergi, 191 pp.
- Fødevareministeriet, 2008b. Landbrug og Klima – analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. 146 pp.
- Gawel, E. & Ludwig, G., 2011. The iLUC dilemma: How to deal with indirect land use changes when governing energy crops? *Land Use Policy* 28, 846-856.
- Gislum, R. & Boelt, B., 2012. Notat om mængden og anvendelsen af frøgræshalm. Baggrundsnotat til ”+10 mio. tons planen”, www.foi.life.ku.dk/Publikationer/specielle_FOI-udgivelser/10miotons.aspx
- Goodlass, G., Green, M., Hilton, B. & McDonough, S., 2007. Nitrate leaching from short-rotation coppice. *Soil Use and Management* 23, 178-184.
- Groom, M.J., Gray, E.M. & Townsend, P.A., 2008. Biofuels and biodiversity: principles for creating better policies for biofuel production. *Conservation Biology* 22, 602–609.
- Grøn vækst (2010). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, available online: [<http://www.fvm.dk/Admin/Public/DWSDownload.aspx?File=%2fFiles%2fFiler%2fLandbrug%2fAftaletekstlandbrug.pdf>], cited 14/3-2013.
- Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S. & Pedersen, L.B., 2004. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. I Jørgensen, U. (red.): Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103, 188-196.
- Gylling, M., 1995. The Whole Crop Biorefinery Project. Main Report. Bioraf Danmark Fonden, Aakirkeby.
- Gylling, M., Jørgensen, U., Bentsen, N.S., Kristensen, I.T., Dalgaard, T., Felby, C. & Johannsen, V.K., 2012. +10 mio tons planen – muligheder for en øget dansk produktion af bæredygtig biomasse til bioraffinaderier, Fødevarøkonomisk Institut, Københavns Universitet, 30 pp.

- Haberl, H., Schulze, E.D., Körner, C., Law, B.E., Holtsmark, B. & Luyssaert, S., 2013. Response: complexities of sustainable forest use. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 5, 1-2.
- Hall, D.O. & Scrase, J.I., 1998. Will biomass be the environmentally friendly fuel of the future? *Biomass and Bioenergy* 15, 357-367.
- Hamelin, L., Jørgensen, U., Petersen, B.M., Olesen, J.E. & Wenzel, H., 2012. Modeling the carbon and nitrogen balances of direct land use changes from energy crops in Denmark: a consequential life cycle inventory. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 889-907.
- Hansen, V.Æ., 2011. Jordfrugtbarhed og bioenergi. Det Økologiske Råd, 36 pp, www.ecocouncil.dk
- Heaton, E.A. et al., 2008. Herbaceous energy crop development: recent progress and future prospects. *Biotechnology* 19, 202-209.
- Hermansen, J.E. & Knudsen, M.T., 2012. Notat vedrørende: Grundlaget for ILUC måltal for raps og soja i forslag til revidering af EU direktiver vedrørende biobrændstoffer. Notat til NaturErhvervstyrelsen 16. oktober, 2012.
- Hinge, J. & Maegaard, E., 2005. Prisen på halm til kraftvarme? Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Byggeri og Teknik Udkørsvej 15, Skejby 8200 Århus N. Available online: [<https://www.landbrugsinfo.dk/Byggeri/Filer/1403joh.pdf>], cited 14/3-2013
- Hjort-Gregersen, K., 2003. Økonomien i biogasfællesanlæg, udvikling og status medio 2002. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Fødevareøkonomisk institut, rapport nr. 150, København 2003
- Holdt, S.L. & Kraan, S., 2011. Bioactive compounds in seaweed: functional food applications and legislation. *Journal of Applied Phycology* 23, 543-597.
- Hvid, S.K., 2012. Efterafgrøder til biogas er ikke rentable med aktuelle priser på biogas. Planteavlsorientering 092, www.landbrugsinfo.dk.
- IFPRI, 2011. Assessing the land use change consequences of European biofuel policies. IFPRI, 111 p.

- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC), National Green-house Gas Inventories Programme. Online: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- Jacobsen, B.H. & Dubgaard, A., 2012. Samfundsøkonomisk vurdering af energiafgrøder som virkemiddel for et bedre miljø. Rapport fra BioM projektet, <http://agrotech.dk/projekter/biom-projektet>.
- Jacobsen, L. & Jensen, J.D., 2012. Baggrundsnotat: Sektor- og samfundsøkonomisk vurdering af 3 scenarier for en udvidet dansk produktion af raffinering af biomasse.
- Jensen, L.S., 2010. Halm til energi eller jord. *Agrologisk* 12, 12-14.
- Jenssen, T.K. & Kongshaug, G., 2003. Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. IFS Proceedings No. 509, International Fertiliser Society.
- Junginger, M., Jonker, G-J. & Faaij, A., 2012. Carbon payback of wood pellets – a case study for the South-eastern USA. Presentation ved 12th Pellets Industry Forum, Berlin, October 2012.
- Jørgensen, J.R., Deleuran, L.C. & Wollenweber, B., 2007. Prospects of whole grain crops of wheat, rye and triticale under different fertilizer regimes for energy production. *Biomass & Bioenergy* 31, 308-317.
- Jørgensen, U., 2005. How to reduce nitrate leaching by production of perennial energy crops. I: Zhu Z, Minami K and Xing G (eds.): 3rd International Nitrogen Conference. Science Press, NJ, USA. p. 513-518.
- Jørgensen, U., 2011. Benefits versus risks of growing biofuel crops: the case of Miscanthus. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 24-30.
- Jørgensen, U., 2012. Beregning af effekter på nitratudvaskning. Baggrundsnotat for + 10 mio. tons planen - muligheder for en øget dansk produktion af bæredygtig biomasse til bioraffinaderier. www.foi.life.ku.dk/Publikationer/specielle_FOI-udgivelser/10miotons.aspx
- Jørgensen, U., Christensen, B. T., Olesen, J. E., Rubæk, G. H., Petersen, B. M., & Halberg, N., 2008. Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en øget biomasseudnyttelse i Danmark. I: Jorden - en knap ressource: Fødevareministeriets rapport om spillet mellem fødevarer, foder og bioenergi. (s. 129-153). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

- Jørgensen, U. & Olesen, J. E., 2011. Bioenergi - bæredygtig løsning eller molbohistorie. *Forskning i Bioenergi*, 8 (38), 8-11.
- Jørgensen, U., Olesen, J.E., Lærke, P.E., Sørensen, K.K., Raulund-Rasmussen, K., Jensen, P.E. & Felby, C., 2012. Solens energi kan omdannes mere effektivt til biomasse: Bilag til seminar hos DONG Energy 5/12 2012, 15-17.
- Jørgensen, U. & Petersen B.M., 2010. Vedrørende omregningsfaktor mellem energiafgrøde og efterafgrøde. Notat til Plantedirektoratet 23/12 2010.
- Kelly, M.E. & Dworjanyn, S., 2008. The potential of marine biomass for anaerobic biogas production: a feasibility study with recommendations for further research. ISBN: 978-1-906410-05-6.
- Knudsen, M.T., 2011. 'Environmental assessment of imported organic products – focusing on orange juice from Brazil and soybeans from China'. PhD thesis, Faculty of Life Sciences, University of Copenhagen and Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University, Denmark. ISBN 978-87-7611-408-4. Online: <http://orgprints.org/18411/1/18411.pdf>
- Knudsen, L., 2012. N-normer koster dansk landbrug 1,6 milliarder kroner årligt. *Agrologisk* 30 (11), 4-7.
- Knudsen, L. , 2012. Scenarieberegning af afgang af husdyrgødning betydning for udvaskningen af kvælstof. Notat 11. Oktober 2012. Videncenteret for Landbrug.
- Kornfeldt, R., 1982. Relation between nitrogen and phosphorus content of macroalgae and the waters of northern Öresund. *Botanica Marina* 25, 197-201.
- Kristensen, I.T. & Jørgensen, U., 2012. Forudsætninger for og beregning af biomassescenarier for landbruget. Baggrundsnotat for + 10 mio. tons planen - muligheder for en øget dansk produktion af bæredygtig biomasse til bioraffinaderier. www.foi.life.ku.dk/Publikationer/specielle_FOI-udgivelser/10miotons.aspx
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R., 2003. Genberegning af modellen N-LES. www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Ovrige/rapporter/VMPII/Genberegning_af_modellen_NLES.pdf
- Kudsk, P. & Mathiassen, S.K., 2006. The influence of straw residues on herbicide activity. I: Tillage systems for the benefit of agriculture and the environment, NJF Report 2 (4), 45.
- Landskontoret for Planteavl, 1994. Oversigt og tabelbilag - Landsforsøgene 1994.

- Larsen, S.U., 2012. Kalkuler for energipil. Landbrugsinfo nr. 734, www.landbrugsinfo.dk.
- Larsen, S.U., Bruun, S. & Lindedam, J., 2012a. Straw yield and saccharification potential for ethanol in cereal species and wheat cultivars. *Biomass and Bioenergy*, 45, 239-250.
- Larsen, S.U., Eide, T., Gertz, F., Hjort-Gregersen, K., Jacobsen, B.H., Jørgensen, U., Lemming, C., Madsen, T.U., Pedersen, J., Pugesgaard, S., Schelde, K., Søndergaard, S. & Vistedsen, T.H., 2012. Evalueringsrapport Pil, slutrapport for BioM-projektet, www.agrotech.dk/biom.
- Larsen, S.U., Jørgensen, K. & Jørgensen, U., 2012c. Flerårige Energiafgrøder. Sammen drag af indlæg ved Plantekongres 2013, 186-189.
- Larsen, S.U. & Jørgensen, U., 2012. Forretningsmodel pil – muligheder for opskalering. Præsentation ved slutkonference for BioM-projektet, 27. november 2012, www.agrotech.dk/biom.
- Larsen, S.U., Stefanek, K. & Møller, H.B., 2010. "Udbytter, gaspotentialer og omkostninger ved dyrkning af afgrøder til biogas". Indlæg ved plantekongres 2010. Tilgængelig online (7/2 2013): [https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Filer/PL_PLK_2010_shw_M4_1_Soeren_Ugilt_Larsen.pdf].
- Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. *Nature* 447, 143-144.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C. & Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil Biol Biochem* 43, 1812–1836
- Madsen, N.P., 2000. Ribbehøst af korn og frøafgrøder i Danmark. DJF rapport nr. 21 Markbrug.
- McCracken, A.R. & Dawson, W.M., 2003. Rust disease (*Melampsora epited*) of willow (*Salix* spp.) grown as short rotation coppice (SRC) in inter- and intra-species mixtures. *Annals of Applied Biology* 143, 381-393.
- McKechnie, J., Colombo, S., Chen, J.X., Mabee, W. & MacLean, H.L., 2011. Forest Bioenergy or Forest Carbon? Assessing Trade-Offs in Greenhouse Gas Mitigation with Wood-Based Fuels. *Environmental Science & Technology* 45, 789-795.
- Miljøstyrelsen, 2012. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2011 - Behandlingshyppighed og belastning. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5, 2012.

- Mitchell, S.R., Harmon, M.E. & O'Connell, K.E.B., 2012. Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 4, 818-827.
- Mogensen, P.W., 2013. Stripper kornet før høst. *Magasinet Kvæg*, februar 2013, s. 36.
- Mortensen, J., Hauge Nielsen, K. & Jørgensen, U., 1998. Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass and Bioenergy* 15, 457-466.
- Møller, H.B., Sarker, S., Raju, C.S. & Bruhn, A., 2012. Macroalgae as substrate for biogas production. *Nordic Biogas Conference*, Copenhagen, Denmark, Abstract.
- Møller, H. B. & Sutaryo, S., 2011. Kvælstof kan kvæle produktionen af biogas. *Forskning i Bioenergi* 35, 8-10.
- Møller, J., Thøgersen, R., Helleshøj, M.E., Weisbjerg M.R., Søgaard, K. & Hvelplund, T. 2005. Fodermiddeltabel – Sammensætning og foderværdi af fodermidler til kvæg Rapport nr. 112, Dansk Kvæg.
- Maar, M., Moller, E.F., Larsen, J., Madsen, K.S., Wan, Z.W., She, J., Jonasson, L. & Neumann, T., 2011. Ecosystem modelling across a salinity gradient from the North Sea to the Baltic Sea. *Ecological Modelling*, 222, 1696-1711.
- Naturerhvervsstyrelsen, 2012. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler, Planperioden 1. august 2012 til 31. juli 2013.
<http://1.naturerhverv.fvm.dk/goedningsregnskab.aspx?ID=2268> .
- Nielsen, S.L., 2012. Algedyrkning – teori og praksis. *Forskning i Bioenergi*, 40, 18-20.
- Nielsen, J. & Gylling, M., 1995. Korn- og rapshøst ved brug af ribbesystemet. Økonomisk vurdering. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Nielsen, M., Nielsen, O.K. & Thomsen, M., 2010. Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007. Delrapport 5. Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006. Faglig rapport fra DMU nr. 781.
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A.P. & Sýkora, K.V., 2009. Optimizing grassland management in roadside verges for flower-visiting insects. *Biological Conservation* 142: 2095–2103.
- Nygaard, B., Levin, G., Bladt, J., Holbeck, H.B., Brøndum, W., Spelth, P. & Ejrnæs, R., 2012. Analyse af behovet for græsning og høslæt på beskyttede naturarealer. Areal, biomasse og antal græsningsdyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Teknisk rapport fra DCE.

- Ocio, J.A., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S., 1991. Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biol Biochem* 23,171–176.
- Olesen, J.E., Brozyna, M.A., Chirinda, N. & Petersen, S.O., 2013a. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 181, 115–126.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B., 2013b. Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. DCA Rapport Nr. 027.
- Patyk, A. & Reinhardt, G., 1997. Düngemittel- Energie- und Stoffstromsbilanzen. Friedr. Vieweg & Sohn Publishers. Braunschweig/Wiesbaden, Germany. ISBN: 3-528-06885-X.
- Pedersen, J.B., 2012. Oversigt over Landsforsøgene 2012. Videncentret for Landbrug, 488 pp.
- Pedroli, B., Elbersen, B., Frederiksen, P., Grandin, U., Heikkilä, R., Krogh, P.H., Izakovičová, Z., Johansen, A., Meiresonne, L. & Spijker, J., 2013. Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? - Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Biomass and Bioenergy* 55, 73-86.
- Petersen, J., 2011. Fastlæggelse af dyreenheder (DE) i afgasset gylle – Beregning eller analyse? Notat af 14. marts 2011. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, AU.
- Petersen, J. & Sørensen, P., 2008. Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav. DJF Rapport Markbrug nr 138. 111 pp.
- Poulsen, P.E., 2011. Stivelsesindustrien som primus motor for anvendelse af restprodukter fra levnedsmiddelindustrien til grøn energi i Region Midtjylland. Kortlægning af organiske restprodukter fra levnedsmiddelindustrien i Region Midtjylland. Upubliceret rapport fra Agro Business Park.
- Powlsen, D.S., Brookes, P.C. & Christensen, B.T., 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol Biochem* 19, 159–164.

- Powlson, D.S., Glendining, M.J., Coleman, K. & Whitmore, A.P., 2011. Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. *Agron J* 103, 279–287.
- Rasmussen, F.L., 2011. Druknet halmsæson giver stof til eftertanke. *Fjernvarmen* 12, 8-10.
- Rasmussen, J., 2011. Erfaringer med nye teknologier I rækkeafgrøder. Plantekongres 2011, sammendrag af indlæg 175-177.
- Rasmussen, S., 2003. Driftsøkonomiske tab ved pesticidfri dyrkning af landbrugsafgrøder – et case studium. Unit of Economics Working Papers 2003/1.
- Ravn, T. J., 1981. Halmbjærgning med særligt henblik på industriel anvendelse. Meddelelse fra Biotechnisk Institut, afdeling for Bioteknologi. 17 årg. Nr 1-4.
- Regeringen, 2011. Vores Energi. Klima-, Energi- og Bygningsministeriet.
- Reffstrup, T., 1997. Ribbehøst, højere halmudbytte og bedre brændsel. *Dansk Erhvervsjordbrug* nr. 8.
- Reith, J.H., Deurwaarder, E.P., Hemmes, K., Curvers, A.P.W.M., Kamermans, P., Brandenburg, W. & Zeeman, G., 2005. BIO-OFFSHORE. Grootschalige teelt van zeewieren in combinatie met offshore windparken in de Noordzee. Report ECN-C-05-008.
- Ross, A.B., Jones, J.M., Kubacki, M.L. & Bridgeman, T., 2008. Classification of macroalgae as fuel and its thermochemical behaviour. *Bioresource Technology* 99, 6494-6504.
- Schjønning, P., Heckrath, G. & Christensen, B.T., 2009. Threats to soil quality in Denmark: A review of existing knowledge in the context of the EU soil thematic strategy. DJF rapport Markbrug, nr. 143.
- Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U. & Jacobsen, B., 2007. Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Faglig rapport fra DMU nr. 625.
- Schmidt, J.H., Reinhard, J. & Weidema, B., 2012. A model of indirect land use change. 8th international conference on LCA in the agri-foodsector, Rennes, France, 2-4 October 2012.
- Schröder, J.J., Uenk, D. & Hilhorst, G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant Soil* 299, 83–99.

- Schulze, E.D., Körner, C., Law, B.E., Haberl, H. & Luyssaert, S., 2012. Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 4, 611-616.
- Sevel, L., 2012. Short rotation coppice willow – biomass production and environmental impact. PhD-afhandling, Skov & Landskab, KU-LIFE. Juni 2012.
- Skøtt, T., 2011. Bioenergi er ikke altid CO₂-neutralt. *Forskning i Bioenergi*, 8 (38), 12-13.
- Skøtt, T., 2012a. Halm giver dobbelt så meget gas som majs. *Forskning i Bioenergi*, 39, 14-15.
- Skøtt, T., 2012b. Kalundborg får Danmarks største testcenter til mikroalger. *Forskning i Bioenergi*, 40, 21.
- Smith, C.M., David, M.B., Mitchell, C.A., Masters, M.D., Anderson-Teixeira, K.J., BERNACCHI, C.J. & DeLucia, E.H., 2013. Reduced Nitrogen Losses after Conversion of Row Crop Agriculture to Perennial Biofuel Crops. *Journal of Environmental Quality*, 42, 219-228.
- Stefanek, K., 2013. "Roer til biogasproduktion – rensning og lagring". Indlæg ved plantekongres 2013.
- Sørensen, P. & Birkmose, T., 2002. Kvælstofudvaskning efter gødskning med afgasset gylle. *Grøn Viden, Markbrug nr. 266*. p.1-4.
- Sørensen, P. & Møller, H.B., 2009. The fate of nitrogen in pig and cattle slurries applied to the soil-crop system. In: Adani, F., Scievano, A., Boccasile, G. (eds.). *Anaerobic digestion: Opportunities for agriculture and environment. Proceeding from the conference: Anaerobic digestion: Opportunity for agriculture and environment*, Milano January 2008. DiProVe University of Milan, p.27-37.
- Sørensen, P., Khan, A.R., Møller, H.B. & Thomsen, I.K., 2012. Effects of anaerobic digestion of organic manures on N turnover and N utilization. In: Richards, K.G., Fenton, O., Watson, C. J. (Eds). *Proceedings of the 17th Nitrogen Workshop – Innovations for sustainable use of nitrogen resources*. 26th – 29th June 2012, Wexford, Ireland, p. 80-81. ISBN-10: 1-84170-588-8.
http://programme.exordo.com/nitrogenworkshop2012/proceedings_v7.pdf
- Sørensen, P. & Rubæk, G.H., 2006. Udvasnkning af kvælstof og fosfor efter tilførsel af separeret gylle til vinterhvede. *Grøn Viden markbrug nr. 318*, 8pp.
- Sørensen, P. & Rubæk, G.H., 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid manures to winter wheat. *Soil Use and Management* 28, 1-11.

- Szabo, S. 2007. Elements of economic analysis of biomass potential in Europe. Presentation held at EIONET Meeting on energy and environment, 25-26 October 2007, Copenhagen, Denmark. Available online: [http://acm.eionet.europa.eu/docs/meetings/071025_eionet_ws_energy_and_env/05_jrc_bioenergy_szabo.pdf], cited 14/3-2013.
- The Economist, 2013. Bonfire of the subsidies. Europe's wood subsidies show the folly of focusing green policy on "renewables". 6. April 2013, www.economist.com.
- Thomsen, I.K. & Christensen, B.T., 2004. Yield of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manage* 20, 432-438.
- Thomsen, I.K. & Christensen, B.T., 2010. Carbon sequestration in soils with annual inputs of maize biomass and maize-derived animal manure: evidence from ^{13}C abundance. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1643-1646.
- Thomsen, I.K., Kjellerup, V. & Jensen, B., 1997. Crop uptake and leaching of ^{15}N applied in ruminant slurry with selectively labeled faeces and urine fractions. *Plant Soil* 197, 233-239.
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P. & Christensen, B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 58, 82-87.
- Thornley, P., Jones, B., Upham, P. & Roberts, T., 2011. Sustainability impacts of utilizing macroalgae for energy. Presentation ved seminaret: Macroalgae - from research to industry, Grenaa, Denmark. www.algecenterdanmark.dk/32725
- Tilman, D., Hill, J. & Lehman, C., 2006. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science* 314, 1598-1600.
- Tilman, D., Socolow, R., Foley, J.A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., Pacala, S., Reilly, J., Searchinger, T., Somerville, C., & Williams, R., 2009. Beneficial Biofuels - The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325, 270-271.
- Tonini, D. & Astrup, T., 2012. LCA of biomass-based energy systems: A case study for Denmark. *Applied Energy* 99, 234-246.
- Tonini, D., Hamelin, L., Wenzel, H. & Astrup, T., 2012. Bioenergy production from perennial energy crops: a consequential LCA of 12 bioenergy scenarios including land use changes. *Environmental Science & Technology* 46, 13521-13530.

- Vinther, F.P., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen, I.S., Hansen, E.M., Kristensen, I.T., Thomsen, I., Eriksen, J., Søgaard, K. & Børgesen, C.D., 2010: Vedrørende udvaskning fra majs. Notat til Plantedirektoratet fra Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. 29-09-2010.
<https://pure.au.dk/portal/files/43910733/758179.pdf>
- Vinther, F.P., Kristensen, I.S. & Sørensen, P., 2012. Notat om effekt af udnyttelsesprocent for afgasset gylle. Notat til NaturErhvervsstyrelsen, Oktober 2012. DCA.
- VSP, 2013. Fodermiddeltabel udarbejdet af Videncenter for Svineproduktion. Hentet på www.vsp.lf.dk d. 11. marts 2013.
- Wang, D. et al, 2008. Cool C4 photosynthesis: Pyruvate Pi dikinase expression and activity corresponds to the exceptional cold tolerance of carbon assimilation in *Miscanthus x giganteus*. *Plant Physiology* 148, 557-567.
- Ward, A., Nielsen, A.L. & Møller, H., 2011. Rapid Assessment of Mineral Concentration in Meadow Grasses by Near Infrared Reflectance Spectroscopy. *Sensors* 11, 4830-4839.
- Watts, C.W., Whalley, W.R., Brookes, P.C., Devonshire, B.J. & Whitmore, A.P., 2005. Biological and physical processes that mediate micro-aggregation on clays. *Soil Sci.* 170:573–583.
- Watts, C.W., Whalley, W.R., Longstaff, D., White, R.P., Brookes, P.C. & Whitmore, A.P., 2001. Aggregation of a soil with different cropping histories following the addition of organic materials. *Soil Use & Management* 17:263–268.
- Wegeberg, S., 2010. Cultivation of kelp species in the Limfjord, Denmark. Rapport fra København Universitet.
- Wolf, J. P., 2012. Forventninger til den fremtidige sourcing af biomassebrændsler. Præsentation ved Energistyrelsen, November 2012. <http://www.ens.dk/da-DK/UndergrundOgForsyning/VedvarendeEnergi/bioenergi/bioanalyse/temamoder/Documents/121113-DONG%20indl%C3%A6g%20om%20sourcing-Kick%20off%20Biomasseanalysen%20ENS%20151112%20-%20Jens%20Price%20Wolf.pdf>
- World Resources Institute, 2009. World Greenhouse Gas Emissions: 2005. Online på <http://www.wri.org/chart/world-greenhouse-gas-emissions-2005>.
- Worsøe, T., 2012. Biogas-roer erstatter 650 køer. *Landbrugsavisen* 16/11/2012, 6.

Zemke-White, W.L., Ohno, M. 1999. World seaweed utilisation: An end-of-century summary. *Journal of Applied Phycology*, 11(4), 369-376.

Økologisk Landsforening, 2010. Tyske erfaringer med græs i biogasanlæg. Nyhed fra "kompetencecenter for Økologisk Biogas" 8. november 2010, www.okologi.dk.

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

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

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

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

RESUME

Fra dansk land- og skovbrug udnyttes i dag ca. 3,5 mio. tons tørstof til energi, hvortil kommer en kraftigt stigende import af specielt træpiller og biobrændstof. Rapporten gennemgår mulighederne for at øge energiudnyttelsen af dansk biomasse og analyserer, hvilke effekter det vil have på miljø, klima, natur og fødevareforsyning. Desuden beskrives potentialet for at udnytte biomasse fra havet. Ved større udnyttelse af eksisterende ressourcer som husdyrgødning og halm, kan biomasseudnyttelsen ca. fordobles. Ressourcen kan øges yderligere ved ændret afgrødevalg, hvorved biomasseproduktionen pr. arealenhed kan omtrent fordobles. Effekter på miljø og natur af øget biomasseproduktion og -udnyttelse afhænger meget af afgrødevalg og af konverteringsteknologi. Ved fornuftig kombination af systemer vil det være muligt at producere betydeligt mere biomasse med samtidig reduktion i nitratudvaskning og pesticidforbrug og med positive effekter på biodiversitet. Den største udfordring er at bevare jordens kulstofindhold, men ved valg af flerårige biomasseafgrøder og returnering af biogasgylle eller andre biprodukter med stabile kulstofforbindelser til jorden vil det formentlig være muligt at fastholde det nuværende kulstofindhold i jorden selv ved markant øget biomasseudnyttelse til energi. Opretholdelse af den nuværende fødevareproduktion i landbruget ved skift til højtydende biomasseafgrøder vil kræve udvikling af nye koncepter for kombineret udnyttelse til foder og energi. Der er et stort biomassepotentiale i alger fra havet, men det vil næppe være økonomisk at udnytte ressourcen udelukkende til energi.