



Departementet

Vedr. Græsdyrknings klima- og miljøeffekter

Miljø- og Fødevareministeriets departement har den 3. december 2015 anmodet DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug om at redegøre for græsdyrknings klima- og kvælstofeffekter.

Ministeriet (MFVM) oplyser i bestillingen at redegørelsen skal bruges i forbindelse med MFVMs bidrag til en "base-camp" arrangeret af Energistyrelsen i februar 2016 samt som grundlag for MFVMs videre arbejde med græs som miljø- og klimavirkemiddel.

Som besvarelse på bestillingen fremsendes hermed vedlagte notat "Græsdyrknings klima- og miljøeffekter", udarbejdet af professor Jørgen E. Olesen, seniorforsker Uffe Jørgensen, sektionsleder John E. Hermansen, seniorforsker Søren O. Petersen, seniorforsker Karen Søegaard, professor Jørgen Eriksen, seniorforsker Per Schjønning, sektionsleder Mogens Humlekrog Greve, videnskabelig medarbejder Mette Balslev Greve, seniorforsker Ingrid K. Thomsen, seniorforsker Christen D. Børgesen og akademisk medarbejder Finn P. Vinther, alle Institut for Agroøkologi.

Besvarelsen 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, 2015-2018".

Med venlig hilsen

Rikke Flinterup
Specialkonsulent,
Koordinator for myndighedsrådgivning.

Kopi til: Innovation

DCA - Nationalt Center for
Fødevarer og Jordbrug

Rikke Flinterup

Specialkonsulent

Dato: 29. januar 2016

Mobiltlf.: 22431656

Fax: 8715 6076

E-mail: rcf@dca.au.dk

Sagsnummer:

Afs. CVR-nr.: 31119103

Reference: rcf

Side 1/1

Græsdyrknings klima- og miljøeffekter

Jørgen E. Olesen, Uffe Jørgensen, John E. Hermansen, Søren O. Petersen, Karen Søegaard, Jørgen Eriksen, Per Schjønnning, Mogens Humlekrog Greve, Mette Balslev Greve, Ingrid K. Thomsen, Christen D. Børgesen og Finn P. Vinther, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Indledning

Miljø- og Fødevareministeriets departement har den 3. december 2015 anmodet DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA) om at redegøre for græsdyrknings klima- og kvælstofeffekter. Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM) skal bruge redegørelsen i forbindelse med ministeriets bidrag til en "base-camp" arrangeret af Energistyrelsen i februar 2016 samt som grundlag for ministeriets videre arbejde med græs som miljø- og klimavirkemiddel.

MFVM efterspørger i bestillingen af opgaven en gennemgang af, hvad der skal til, for at græsdyrkning kan give positive klima- og kvælstofeffekter på samme tid og af, hvilke aspekter der er vigtige for at skabe god effekt på begge parametre.

I relation til græsdyrknings klimaeffekter ønskes belyst, hvordan de forskellige udledninger af drivhusgasser samt binding af kulstof påvirkes ved omlægning af korn eller majs til forskellige typer græs. Der ønskes endvidere skelnet mellem forskellige typer og varighed af græsmarkerne samt mellem varierende kvælstoftildeling.

Redegørelsen ønskes endvidere suppleret med cases, der eksemplificerer, hvordan græs kan dyrkes til bioøkonomiformål med så god en klima- og miljøprofil som muligt.

Endelig har MFVM i bestillingen oplistet en række specifikke underspørgsmål, som besvares særskilt i redegørelsen herunder.

Udbytter

Tablet 1 viser vores skøn for udbyttene i kløvergræs (blanding 45 bestående af rajgræs, rødkløver, hvidkløver og rajsvingel) og rent græs baseret på rajgræs. Disse skøn er baseret på data

fra forsøg korrigeret til udbytteneiveauet i praksis. Kvælstofresponsen bygger på nyere gødningsforsøg i Landsforsøg (primært: Oversigt over Landsforsøgene, 2012) og på forsøgsstationer (primært: Thomsen, 1989; Madsen og Søegaard, 1991; Søegaard, 1994; Søegaard, 2004), og udbytteneiveauet er sat til normudbytte ved normgødsning. Udbytteneiveauet vil formentlig i mange tilfælde kunne øges i rent græs med 1-2 ton tørstof(TS)/ha ved dyrkning af andre græsarter, f.eks. strandsvingel eller rajsvingel. Hvor meget udbyttet reduceres over tid er i forsøg meget variabelt, og kan tilskrives artsblanding, vejrforhold, gødsning og andre dyrkningsforhold (Søegaard og Kristensen, 2015). Alle forsøg er udført i parceller, hvor der ikke er kørsel, men i græsmarken er der meget kørsel gennem sæsonen, hvilket Søegaard og Kristensen (2015) estimerede til et udbyttetab på 1.200 kg TS/ha. Effekten af kørsel på den årlige nedgang af nettoudbytte er ikke undersøgt. For kløvergræs er her valgt blanding 45, som er den mest benyttede højproduktive blanding, og heri indgår både hvid- og rødkløver. Rødkløver er ikke varig, hvorfor den lavere producerende hvidkløver efter få år vil tage over. Dette vil i sig selv nedsætte udbyttet, da hvidkløver og græsserne ikke kan kompensere for rødkløveren. Der er således ikke baggrund for en mere detaljeret estimering af udbyttenedgang over tid. Vi har sat den til at udgøre 0,7 t TS/ha for hvert år ud over det andet brugsår.

Tabel 1. Tørstofudbytter i græs ved forskellige gødsningsniveauer og ved forskellig alder af græsmarkerne. Der er tale om nettoudbytter, dvs. netto tørstof fraført marken.

	Gødsning (kg N/ha)	Udbytte 1-2 år (t TS/ha)	Udbytte år 3-8 (t TS/ha)
Kløvergræs (bl. 45)	0	8,9	6,9
	240	11,5	9,5
Rent græs (rajgræs)	150	9,1	7,1
	300	11,1	9,1
	450	12,5	10,5
	575	13,0	11,0

I tabel 2 er angivet standardudbytter for vinterhvede og majs til helsæd ved økonomisk optimalt niveau.

Tabel 2 Tørstofudbytter i vinterhvede og majshelsæd ved økonomisk optimalt niveau. Der er ikke fratrukket eftervirkning for efterafgrøder i det økonomisk optimale kvælstofniveau for majs. Baseret på Knudsen (2015).

Afgrøde	Jordtype	Gødsning (kg N/ha)	Kerne (t TS/ha)	Halm (t TS/ha)
Vinterhvede	Sand (vandet)	191	6,1	3,3 ^b
	Ler	207	7,5	4,1 ^b
Majshelsæd	Sand (vandet)	192	13,2 ^a	-
	Ler	174	13,5 ^a	-

^aTotal biomasse inkl. halm. Beregnet ved en relation på 1,2 kg TS/FE

^bBeregnet som 55 % af kerneudbyttet

Udvaskning af nitrat

Rent græs til slæt har i ugødet tilstand en helt ubetydelig udvaskning (<5 kg N/ha) og ved tilførsel op til økonomisk optimum for plantevækst er nitratudvaskningen stadig ganske lav (<20 kg N/ha). Whitehead (1995) refererer en række undersøgelser, hvor der ved tilførsel op til 500 kg N/ha/år til græs ikke fandtes udvaskning over det nævnte lave udvaskningsniveau. Det stemmer godt overens med danske undersøgelser, hvor udvaskningen i 4.-5. års rajgræs med tilførsel af 300 kg N/ha var 12-20 kg N/ha (Eriksen et al. 2004). Med stigende alder af græsmarken var der dog en tendens til øget udvaskning, idet udvaskningen i 6.-8. års rajgræs som gennemsnit var 38 kg N/ha i det samme forsøg.

I kløvergræs til slæt er udvaskningen i ugødet tilstand fundet at være i størrelsesordenen 15-20 kg N/ha, og der er ikke som for rajgræs en markant øgning med markens alder (Eriksen et al. 2004, 2015). Gødningstilførsel under økonomisk optimum for plantevækst har kun begrænset effekt på nitratudvaskningen – i størrelsesordenen 2-3 kg N/ha (Eriksen et al. 2015; Wachendorf et al. 2004). Jo mere gødning der tilføres jo mindre bliver kløverandelen og tilnærmer sig således rent græs.

Ud fra ovenstående har vi i tabel 3 givet et skøn på N-udvaskningen. Det skal understreges at der er tale om et skøn, idet der ikke findes danske forsøg med bestemmelse af nitratudvaskning ved stigende gødningstilførsel til græs eller kløvergræs med gældende dyrkningspraksis.

Tabel 3. Kvælstofudvaskning (kg N/ha) fra slætgræsmarker med forskellig alder.

Rent græs			Kløvergræs		
N-tilførsel	1.-2. År	3.-8. år	N-tilførsel	1.-2. år	3.-8. år
0	5	5	0	15	15
150	15	15	120	20	20
300	20	30	240	20	30
450	25	35			
575	55	70			

Kvælstofudvaskningen fra rent græs ønskes i bestillingen sammenstillet med udvaskning fra korn og majs. Der er her valgt at sammenligne med med vinterhvede og majs dyrket ensidigt. Det forudsættes, at majs dyrkes med efterafgrøde. Beregningerne i tabel 4 er foretaget med NLES4 med samme metode som i Jensen et al. (2016), og er baseret på ensidig vinterhvede og majs med efterafgrøder. Der er ikke i datagrundlaget for majs i NLES4 kombinationer med efterafgrøder. Der er ikke antaget samme effekt af efterafgrøder som i en kornafgrøde, da efterafgrøden i majs ikke udvikles til samme N-optagelsesniveau som i en kornafgrøde. I modelberegningerne er der forudsat, at efterafgrøden i majs regnes som en vinterkornafgrøde i vinterperioden. Der er indregnet den lovpligtige forfrugtseffekt på 25 kg N/ha i N tildelingen. Resultaterne repræsenterer en gennemsnitlig effekt baseret på samme dyrkning i hele landet.

Tabel 4. Kvælstofudvaskning i vinterhvede og majs ved økonomisk optimalt gødskningsniveau

Afgrøde	Jordtype	Gødskning (kg N/ha)	Udvaskning (kg N/ha)
Vinterhvede	Sand (vandet)	93 + 140**	79
	Ler	109 + 140**	69
Majs	Sand (vandet)	69 + 140**	103
	Ler	44 + 140**	81

** Total N med husdyrgødning

Lattergas

Landbruget bidrager med 90 % til de samlede danske udledninger af lattergas (Nielsen et al., 2014). Udledningen af lattergas skyldes helt overvejende omsætningen af kvælstof i dyrkningsjorden, hvor handels- og husdyrgødning og omsætning af afgrøderester er direkte kilder til lattergasemission, mens ammoniaktab og udvasket N er indirekte kilder. I det følgende baseres vurderingen af, hvad ændret arealanvendelse betyder for disse emissioner, på seneste revision af den metodik, som anbefales af det internationale klimapanel (IPCC, 2006), og som også er udgangspunktet for den nationale opgørelse af drivhusgasemissioner. Emissionen af lattergas i et givet år knyttes her til arealanvendelse (afgrøde), gødningstype (handels- eller husdyrgødning), kvælstofmængde og udbringningsmetode (husdyrgødning), idet et begrænset antal faste emissionsfaktorer er knyttet til de forskellige poster.

Omsætningen af afgrøderester er en vigtig kilde til lattergas, og græsmarker opbygger en større rodbiomasse end vinterhvede og majs. Er der tale om flerårigt græs, vil det omvendt reducere det gennemsnitlige årlige bidrag. I opgørelsen af bidraget fra planterester er data fra tabel 11.7 i Mikkelsen et al. (2014) anvendt, idet mængden af kvælstof for græs i rotation og græs udenfor rotation er anvendt for hhv. græs 1-2 års græs og 3-8 års græs.

Emissionen af lattergas for vinterhvede, majs, kløvergræs og rajgræs er i tabel 5 beregnet for de gødningsniveauer som er angivet i tabel 3 og 4. En ændring af arealanvendelsen fra korn eller majs til græs kan, afhængigt af gødningsniveauet, føre til forøget lattergasemission ifølge denne opgørelse. Hyppigheden af omlægning har, med den anvendte opgørelsesmetode, kun mindre indflydelse på den årlige emission. Den mindre forøgelse af årlig nitratudvaskning med øget græsmarksalder (tabel 3) vil give anledning til en større indirekte emission af lattergas, men det modsvares af den mindre direkte emission fra planterester på grund af mindre hyppig omlægning.

Tabel 5. Emission af lattergas fra dyrkning af forskellige afgrøder ved forskelligt gødskningsniveau opgjort i både lattergas-N og CO₂ ækvivalenter.

Afgrøde	Gødskning		
	(kg N/ha)	kg N ₂ O-N/ha/år	kg CO ₂ -ækv/ha
Vinterhvede	sand (vandet)	2,9	1367
	ler	3,0	1417
Majs	sand (vandet)	2,7	1264
	ler	2,3	1092
Kløvergræs	1-2 år	0	0,3
		240	2,8
	3-8 år	0	0,1
		240	2,6
Rajgræs	1-2 år	150	1,8
		300	3,4
		450	4,9
		575	6,3
	3-8 år	150	1,6
		300	3,2
		450	4,8
		575	6,2

Kulstoflagring

Der vil ved overgang fra korndyrkning til græs ske en hurtig opbygning af kulstof i jorden over de første par år, hvorefter raten vil falde og opbygningen vil være mere konstant. Dette skyldes, at der især i de første år vil være en meget stor opbygning af kulstof i græssets rodsystem. Taghizadeh-Toosi og Olesen (2015) beregnede en årlig opbygning af kulstof i hele jordprofilen under produktiv græs på ca. 2 ton C/ha/år i de første to år efter omlægning, men dette aftog til en årlig opbygning på ca. 0,6 ton C/ha/år i de efterfølgende årtier. Den større opbygning af kulstof i jorden i de første par år er ikke permanent, da den primært består af letomsætteligt organisk materiale. Kulstoflagringen i almindelige produktive græsmarker kan derfor sættes til 0,6 ton C/ha/år. Der blev i denne undersøgelse sammenlignet med et typisk planteavlssystem med tilførsel af mineralsk gødning. Den årlige opbygning af kulstof under græs vil kunne fortsætte over en meget lang periode (mere end 100 år), og det målte kulstofindhold under græs er typisk 50 til 100 % højere end for jord med enårige afgrøder i omdrift (Soussana et al., 2004).

Der vides kun lidt om effekten af græsmarkers sammensætning, gødskning og slætsystemer på kulstoflagringen. Den ovennævnte kulstoflagring vil formentlig være gældende for kløvergræs uanset gødskningsniveau, hvorimod kulstoflagringen anslås at være lavere (det halve) ved et lavt gødskningsniveau i rent græs, da produktionen her er mindre og dermed er tilbageførsel af kulstof til jorden også mindre (tabel 6).

Tabel 6. Kulstoflagring i græs (t C/ha/år) ved forskellig gødskningsniveau og ved forskellig alder af græsmarkerne.

	Gødskning (kg N/ha)	År 1-2	År 3-8
Kløvergræs (bl. 45)	0	0,6	0,6
	240	0,6	0,6
Rent græs (rajgræs)	150	0,3	0,3
	300	0,6	0,6
	450	0,6	0,6
	575	0,6	0,6

Ændring i miljø- og klimaprofil ved dyrkning af græs

Tabel 7 viser ændring i udbytte, N-udvaskning og drivhusgasudledninger på lerjord ved at erstatte vinterhvede med græs af forskellig type og varierende alder. Kun ved dyrkning af rent græs med 450 kg N/ha eller mere fås højere udbytter i græs end ved vinterhvede med bjergning af halmen. Der fås generelt en reduktion i N-udvaskningen på 40-50 kg N/ha, undtagen ved det allerhøjeste N-niveau i rent græs, hvor der ikke er nogen reduktion i N-udvaskningen. Reduktionen i drivhusgasser ligger på ca. 2 ton CO₂-ækv/ha, men falder ved det allerhøjeste kvælstofniveau i rent græs. Lattergasemissionerne er mindre fra kløvergræs og derfor er reduktionen i drivhusgasudledningerne her ca. 2 ton CO₂-ækv/ha større.

Tabel 7. Ændringer i årlige tørstofudbytter, N-udvaskning og netto udledninger af drivhusgasser (kulstoflagring og lattergas) ved ændring fra vinterhvede (kerne + halm) på lerjord til græs.

Afgrøde		Gødskning (kg N/ha)	Ændring i tørstofudbytte (ton/ha)	Ændring i udvaskning (kg N/ha)	Ændring i drivhusgasudledning (ton CO ₂ -ækv/ha)
Kløvergræs	1-2 år	0	-2,7	-54	-3,4
		240	-0,1	-49	-2,3
	3-8 år	0	-4,7	-54	-3,5
		240	-2,1	-49	-2,3
Rajgræs	1-2 år	150	-2,5	-54	-1,6
		300	-0,5	-49	-2,0
		450	0,9	-44	-1,3
		575	1,4	-14	-0,6
	3-8 år	150	-4,5	-54	-1,7
		300	-2,5	-39	-2,1
		450	-1,1	-34	-1,3
		575	-0,6	1	-0,7

Tabel 8 viser ændring i udbytte, N-udvaskning og drivhusgasudledninger på sandjord ved at erstatte majs helsæd med græs af forskellig type og varierende alder. Det høje udbytte i majs gør, at der i alle tilfælde fås lavere udbytter i græs end i majs. Der fås generelt en reduktion i N-udvaskningen

på 70-80 kg N/ha, undtagen ved det allerhøjeste N-niveau i rent græs, hvor reduktionen kun er det halve. Reduktionen i drivhusgasser ligger på ca. 2 ton CO₂-ækv/ha, men falder ved det allerhøjeste kvælstofniveau i rent græs. Lattergasemissionerne er mindre fra kløvergræs og derfor er reduktionen i drivhusgasudledningerne her ca. 2 ton CO₂-ækv/ha større.

Tabel 8. Ændringer i årlige tørstofudbytter, N-udvaskning og netto udledninger af drivhusgasser (kulstoflagring og lattergas) ved ændring fra majshelsæd på sandjord til græs.

Afgørøde		Gødskning (kg N/ha)	Ændring i tørstofudbytte (ton/ha)	Ændring i udvaskning (kg N/ha)	Ændring i drivhusgasudledning (ton CO ₂ -ækv/ha)
Kløvergræs	1-2 år	0	-4,3	-88	-3,3
		240	-1,7	-83	-2,1
	3-8 år	0	-6,3	-88	-3,4
		240	-3,7	-83	-2,2
Rajgræs	1-2 år	150	-4,1	-88	-1,5
		300	-2,1	-83	-1,9
		450	-0,7	-78	-1,2
		575	-0,2	-48	-0,5
	3-8 år	150	-6,1	-88	-1,6
		300	-4,1	-73	-2,0
		450	-2,7	-68	-1,2
		575	-2,2	-33	-0,6

Cases med dyrkning af græs til bioraffinering

I Termansen et al. (2015) er beskrevet eksempler på udbytter fra en bioraffineringsproces baseret på udvinding af protein fra græs og de afledte konsekvenser for den overordnede arealanvendelse ved forskellige forudsætninger for græsproduktion. I tabel 9 er vist et skøn over massebalancer i et sådant system. Det er her forudsat, at der udvindes protein fra græs af en kvalitet, der gør det velegnet som foder til enmavede husdyr, mens fiberfraktionen, der bliver tilbage, kan bruges som kvægfoder og erstatte andet fiberrigt kvægfoder. Ved processen bliver der en rest tørstoffattig væskefraktion, der kan bruges i et biogasanlæg til energiproduktion. Der er sammenlignet dels en nu-situation med typiske udbytter i græs og kløvergræs og dels en situation, hvor der anvendes forbedrede græstyper, der med en høj N gødsning kan give et væsentlig højere udbytte.

Tabel 9. Omlægning af 200.000 ha korn til produktion af normgødet græs, optimalt kvælstofgødet græs af mere produktive arter eller ugødet kløvergræs (efter Termansen et al., 2015).

	Normgødet græs	Fuldt gødet produktive græsarter	Ugødet kløvergræs
Produceret grønt tørstof	200.000 ha 10,5 t/ha 2,1 mio. tons	200.000 ha a 15 t/ha 3 mio. tons	200.000 ha a 7 t/ha 1,4 mio. tons
Udbytte efter raffinering			
Proteinkoncentrat (soja kvalitet)	420.000 tons	600.000 tons	280.000 tons
Kvægfoder (græsensilage kvalitet)	1.200.000 tons	1.700.000 tons	910.000 tons
Biogas	480.000 tons	700.000 tons	210.000 tons
Areal implikationer	I forhold til nuværende produktion kommer der netto til at mangle ca. 67.000 ha til kornproduktion *	I forhold til nuværende produktion er der ikke mangel på areal til kornproduktion	I forhold til nuværende produktion kommer der netto til at mangle 100.000 ha til kornproduktion

* 1.200.000 tons kvægfoder erstatter 133.000 ha grovfoder med et udbytte a 9 tons ts/ha.

Det højere udbytte i produktive græsarter (strandsvingel, rajsvingel eller hundegræs) med høj kvælstofgødsning (fremfor korn, majs eller kløvergræs) betyder, at der kan udvindes 600.000 tons proteinfoder uden at påvirke det samlede areal, hvor der kan dyrkes korn, hvis den producerede fibermasse bruges til kvægfoder og erstatter græs eller majs (tabel 9). Det vil dog kræve en større anvendelse af kvælstofgødning (tabel 10), som ca. modsvarer den reducerede N-import i soja. Ved kløvergræs, hvor udbyttet forventes lavere (især hvis arealet skal ligge længere end to år med kløvergræs), betyder teknologien, at der på nationalt niveau kommer til at 'mangle' en væsentlig mængde korn. Ved normgødsning af græs vil der også være et behov for ekstra areal til kornproduktion.

Energiindholdet i biogas produceret under ovennævnte antagelser, som for optimeret græsproduktion ikke påvirker kornproduktionen, estimeres til 3,9 PJ. Hvis der i stedet dyrkes ugødet kløvergræs, hvorved der vil ske en reduktion i kornproduktionen, estimeres en biogasproduktion på 1,8 PJ. Hvis halvdelen af græsfibrene (kvægfoderet) omsættes til biogas, vil det yderligere bidrage med henholdsvis 10,2 og 4,8 PJ i biogas i de to forskellige græsforudsætninger (baseret på data for biogasproduktion fra græs i Jørgensen og Møller, 2013). Dette vil til gengæld reducere fødevarerproduktionen, idet der vil blive mindre kvægfoder fra bioraffineringen og således et større tab af kornareal (svarende til yderligere 650.000 og 293.000 tons reduktion i kornproduktionen ved henholdsvis dyrkning af optimeret græs og ugødet kløvergræs).

Den samlede drivhusgaseffekt ved ændret dyrkning til intensiv græsproduktion og fortrængning af majs til kvægfoder består dels af ændret lattergasemission (se tabel 10), som estimeres at bevirke en øget emission på 0,6 ton/ha CO₂-ækv. Dels forventes en øget kulstoflagring i græs i forhold til den fortrængte majs, hvilket estimeres at bevirke en øget lagring af 0,6 ton/ha CO₂-ækv, der således udligner den øgede lattergasemission. Denne lagring af CO₂ er mindre end de værdier, der fremgår af tabel 5, hvilket skyldes at der i scenariet i tabel 10 kun er en tredjedel af arealet med græs til bioraffinering der erstatter majs, resten erstatter slætgræs. Samlet for hele arealet estimeres således en øget lattergasemission svarende til 124.200 ton CO₂-ækv. og et øget kulstofoptag i jorden på 122.000 ton CO₂. Der er således ikke nogen netto drivhusgasgevinst ved omlægning fra korn til græs, når alle drivhusgasser indregnes og der regnes med at størstedelen af det omlagte areal allerede er græs i udgangspunktet. Der er dog betydelig usikkerhed knyttet til de forskellige poster i beregningen.

Tabel 10. Ændret N-omsætning ved omlægning af 200.000 ha til intensiv græsproduktion og beregnet effekt på lattergasemission ved benyttelse af IPCC metodik (efter Olesen et al., 2016).

	Areal (ha)	Gødskning (kg N/ha)	Afgrøderest ifølge (kg N/ha)	Nitratudvaskning (kg N/ha)
Optimeret græs lang omdrift	200.000	500	36,6	22,5
Fortrænger:				
Slætgræs kort omdrift	133.333	350	101,5	42*
Majs	66.667	150	77,2	138*
Ændring pr ha		216,7	-56,8	-51,5
EF		0,01	0,01	0,0053
Total N ₂ O (ton N ₂ O-N) for hele arealet		433	-113,5	-54,6

*Gns. Landsværdi for 2005-2011 beregnet med N-LES4 af Hans Estrup Andersen. Der er ikke indregnet effekt af efterafgrøde i majs, hvilket er den væsentligste årsag til større udvaskning end i tabel 4. Den angivne udvaskning fra optimeret græsproduktion svarer til udvaskning fra flerårige energiafgrøder (pil, poppel og elefantgræs) og antages muligt i optimeret græsproduktion ved høje udbytter og høj N-fjernelse.

En tilsvarende beregning for omlægning til ugødet kløvergræs giver en betydelig reduktion i emissionen fra dyrkningen, idet der dels sker en kraftig reduktion i forbruget af N-gødning, og som følge af den mindre produktivitet estimeres en reduktion i N-indholdet i afgrøderester (tabel 11). Samlet estimeres en reduktion på 1,3 ton/ha CO₂-ækv som følge af reduceret lattergasemission. Derudover reduceres kornarealet og erstattes med græs, hvilket giver en øget kulstoflagring (estimeret til 1,3 ton/ha CO₂-ækv.). Den samlede emissionsreduktion for omlægning til 200.000 ha ugødet kløvergræs estimeres til 521.400 ton CO₂-ækv som stammer fra reducerede lattergasudledninger på 265.200 ton CO₂-ækv og øget kulstoflagring på 256.200 ton CO₂.

Hvis der vælges en omlægning til 100.000 ha ugødet kløvergræs samt 100.000 ha intensiv græs estimeres en gennemsnitlig reduktion på 0,4 ton/ha CO₂-ækv som følge af reduceret lattergasemission. Kornarealet reduceres med 57.000 ha (371.000 ton korn) og erstattes med græs, hvilket giver en øget kulstoflagring (estimeret til gns. 1,0 ton/ha CO₂-ækv.). Den samlede

emissionsreduktion for omlægning til 200.000 ha græs estimeres til 279.100 ton CO₂-ækv som stammer fra reducerede lattergasudledninger på 87.600 ton CO₂-ækv og øget kulstoflagring på 191.500 ton CO₂. Denne omlægning vil ved samme forudsætninger for grøn bioraffinering som anført tidligere producere 440.000 ton tørstof proteinfoder af soyaskråkvalitet, 1.430.000 ton tørstof af græsensilagekvalitet samt 330.000 ton tørstof til biogas, som kan omsættes til biogas med et energiindhold på 2,9 PJ.

Tabel 11. Samlede effekter af scenarier for ændret arealanvendelse for drivhusgasudledning, bioenergiproduktion og foderforsyning (efter Olesen et al., 2016).

Indsatsområde	Ændring af nuværende arealanvendelse (ha)	Drivhusgas-udledning (+/- CO ₂ -ækv) (udledning/reduktion)	Kulstof-binding (+/- CO ₂ -e) (udledning/ohtag)	Bioenergi	Netto foderændring (ton ts)
<i>Korn til</i>					
200.000 ha græs	-133.333 græs	+124 kt CO ₂ -ækv	-122 kt CO ₂	3,9 PJ biogas	+600.000 proteinfoder
Optimeret græs bioraf (protein + kvægfoder + biogas)	-66.667 majs				
Do. men halv fiber til biogas	-66.667 græs -33.333 majs -100.000 korn			3,9+10,2=14,1 PJ biogas	+600.000 proteinfoder -650.000 korn
Ugødet kløvergræs til bioraf (protein + kvægfoder + biogas)	-60.000 græs -30.000 majs -110.000 korn	-265 kt CO ₂ -ækv	-256 kt CO ₂	1,8 PJ biogas	+380.000 proteinfoder -715.000 korn
Do. men halv fiber til biogas	-30.000 græs -15.000 majs -155.000 korn			1,8+4,8=6,6 PJ biogas	+380.000 proteinfoder -1.008.000 korn

Det skal noteres, at der er betydelig usikkerhed på ovennævnte beregninger. Dels er de beskrevne kæder for bioraffinering af græs endnu kun på forskningsstadiet. Dels opereres med standardværdier for kulstoflagring ved omlægning fra enårige afgrøder til græs, som kan variere

meget mellem jordtyper, og som kan være anderledes ved ændret udbyttensniveau i græs. Endelig mangler der bedre data for at vurdere, om der er lineær effekt af N-gødningstilførsel på lattergasemission i alle afgrøder, fx også ved delt gødskning over sæsonen i græsafgrøder. Der er foreløbigt ikke baggrund for at ansætte mere præcise værdier end de anvendte.

Størstedelen af kornarealet på planteavls- og svinebedrifter kan i princippet dyrkes med græs, men konkurrenceforholdet mellem korn og græs er påvirket af nedbør eller mulighed for vanding med højere relativt udbytte i græs under gode vækstbetingelser mht. vand. Omvendt vil det at inddrage mellem 1/3 og 1/4 græs i et kornsædskiftet betyde en bedre forfrugtsvirkning og højere udbytter i korn. Det kan dog også øge N-udvaskningen.

Tabel 12 illustrerer betydningen for produktion og økonomi for en større planteavls- eller svinebedrift, der omlægger 1/3 af kornarealet til græs til bioraffinering med udgangspunkt i forbedrede græstyper med høj N tilførsel og højt udbytte.

Tabel 12. Udbytte og økonomi ved delvis omlægning af korn til græs for svine- eller planteavlsbedrift på 750 ha.

Arealanvendelse	Nu-drift	Græs til protein
Vårbyg, ha	750	500
Græs, ha	-	250
<i>Udbytte</i>		
Korn, t	750 á 5,9 t	500 á 6,5 t
Halm, t	750 á 3,5 t	500 á 3,5 t
(græs tørstof		250 á 15 t = 3.750)
Protein koncentrat, t		830 t
Kvægfoder, FE		1.740.000 FE
Metan i biogas		0,31 mio. m ³
<i>Indsats</i>		
Indkøb Kalium	0	750 a 110 kg
Indkøb kvælstof	0	250 a 350 kg
<i>Økonomi, mio kr</i>		
<i>Indtægter</i>		
Korn (1,25 kr/kg)	5,53	4,06
Halm (0,50 kr/kg)	1,31	0,87
Kvægfoder (1,25 kr/FE)	0	2,18
Proteinfoder (3,00 kr/kg)	0	2,45
Biogas	0	?
<i>Udgifter</i>		
Maskinstation, korn og halm	1,95	1,30
Maskinstation (3 slæt; 4700x0.75)	0	0,88
Ekstra gødning		1,24
Forskel	4,89	6,14

Til betaling for nødvendig teknologi til udvinding og oparbejdning af protein fra græs, drift og afskrivning pr år	1,25
--	------

Det fremgår af eksemplet i tabel 12 at der med typiske priser vil være 1,25 mio. kr. årligt til at betale for den teknologi samt evt. ekstra lagring og transport, der er nødvendig for at udvinde 830 ton proteinkoncentrat, selv hvis nettoindtægten fra biogasproduktion sættes til 0, forudsat at fiberfraktionen kan sælges til en kvægproducent med typiske priser på grovfoder.

Der foreligger kun meget foreløbige skøn over omkostningerne til bioraffinering. Baseret på beregninger i Termansen et al (2015) vurderes raffineringssomkostningerne (drift og afskrivning) at være ca. 0,9 mio. kr. for produktion af 830 t tørret proteinfoder, der produceres på et decentralt anlæg, der kan håndtere ca. 20.000 ton tørstof per år.

Under disse forudsætninger vil der for landmanden være et positivt resultat af at omlægge en del af kornproduktionen til højtydende græsser til bioraffinering. Det må dog igen understreges, at der ikke findes egentlige driftsøkonomiske analyser af fungerende anlæg i praksis og under den skala, hvor sådanne anlæg vil skulle fungere.

Energiforbrug

Det har ikke været muligt at opstille et egentlig energiregnskab for bioraffineringen. Det typiske energiforbrug til markarbejde og hjemtransport kan variere meget i forhold til den teknologi, der anvendes. Ud fra forskellige kilder (bl.a. Håndbog for Driftsplanlægning, 2015) vurderes det typiske forbrug pr. ha korn til ca. 3500 MJ/ha inkl. omkostninger til nedmuldning af halm samt evt. tørring af kornet. Til sammenligning vurderes energiforbruget til 3 slæt til ca. 7400 MJ pr. ha inkl. hjemtransport til bedriften og ilægning i silo. Hvis grønmassen skal transporteres over længere afstande for at blive bearbejdet i et bioraffineringsanlæg vil der være et betydeligt energiforbrug forbundet hermed. For 1 ha med et udbytte på 15 t tørstof (eller 75 t grønmasse) vil energiforbruget for at transportere det 5 km være af størrelsesordenen 2700 MJ.

Der er ikke oplysninger om energiforbruget ved bioraffineringen. Ved grønttørring vurderes energiforbruget til 680 MJ per ton grønmasse tørret fra 20 % ts til 90 % ts. (LCAFOOD.dk). I eksemplet er det ca. 20 % af tørstoffet (proteinfraktionen) der skal tørres til 90 % ts, mens de øvrige fraktioner ikke skal tørres. Hertil kommer energi til presning.

I eksemplet i tabel 9 og 12 med et højt udbytte i slætgræs er det vurderet, at der produceres en fiberfraktion der erstatter græs og majs på kvægbedrifter, der så til gengæld kan dyrke et større areal med korn, dvs. det samlede kornareal kan være uændret. Det kan eksempelvis betyde følgende energiregnskab opgjort for 1 ha:

Højere energiforbrug til høst og transport af græs i fht til nuværende (50 % af 7.400)	3.700 MJ
Yderligere transport 5 km	2.700 MJ
Tørring 20 % af 15 t á 680 MJ	2.040 MJ
Produceret biogas 1.240 m ³ á 20 MJ	24.800 MJ

Hertil kommer et energiforbrug til presning o.l. Ikke desto mindre synes der netto at kunne være en energigevinst ved processen, hvis der ikke er for lang transport af den grønne biomasse.

Landbrugsarealer med relevans i forhold til nitratreduktion

Erstatning af korn eller majs med græs til slæt medfører store reduktioner i N-udvaskningen fra rodzonen. Reduktionen ligger på ca. 40-50 kg N/ha på lerjord og 70-80 kg N/ha på sandjord (tabel 7 og 8). Omlægning til græs til slæt kan derfor være attraktivt i områder, hvor der ved en målrettet regulering af indsatsen mod nitratudledninger til enten overfladevand eller grundvand er behov for en særlig indsats, og hvor udtagning fra landbrugsmæssig arealanvendelse ikke er attraktivt.

I områder, hvor der er behov for at beskytte følsomme drikkevandsområder mod nitrat, kan græs være en effektiv mulighed. Det vil dog forudsætte at der anvendes en lang omdriftstid for græsset, da der kan ske øget udvaskning i forbindelse med omlægning til korn eller andre afgrøder i omdrift.

Græsdyrkning kan også være en mulighed for reduktion af N-udledningen til havmiljøet. Her vil græsdyrkning dog især være af interesse i områder hvor 1) Der er et følsomt vandmiljø med behov for N-reduktion, 2) Der er en lav retention under transporten fra rodzonen til havstokken, 3) Andre tiltag som fx minivådområder er ikke mulige eller tilstrækkeligt omkostningseffektive.

Arealer med reduceret jordfrugtbarhed

Organisk kulstof (OK) har stor betydning for en række jordegenskaber og -funktioner. Jordens strukturdannelse sker ved kompleks vekselvirkning mellem mineraler og OK. En velstruktureret jord optimerer jordens vandholdende evne, luftskiftet og bortledning af overskudsvand mm. Disse egenskaber er afgørende for optimal plantevækst og dermed afgrødeudbytte. Desuden er f.eks. jordens evne til at filtrere nedsivende vand for næringsstoffer og fremmedstoffer stærkt påvirket af jordstrukturen. Et reduceret luftskifte kan øge dannelsen N₂O, hvilket indebærer dels et tab af kvælstof fra agro-økosystemet og dels bidrager til atmosfærens indhold af drivhusgasser. Dyrkning af græs på arealer med lavt OK kan være med til at øget indholdet af OK og dermed øge dyrkningssikkerheden fremover også for afgrøder i omdrift på disse arealer.

Ved et lavt indhold af OK er jordstrukturen skrøbelig og udsat for nedbrydning under påvirkning af vand. Derved bringes jordens indhold af ler-kolloider i opslæmning (dispergeres) i jordvæsken. Dette kan ved efterfølgende udtørring forårsage dannelse af en mekanisk stærk og impermeabel skorpe på jordoverfladen, hvilket kan have markant direkte effekt på plantevækst (hæmmet

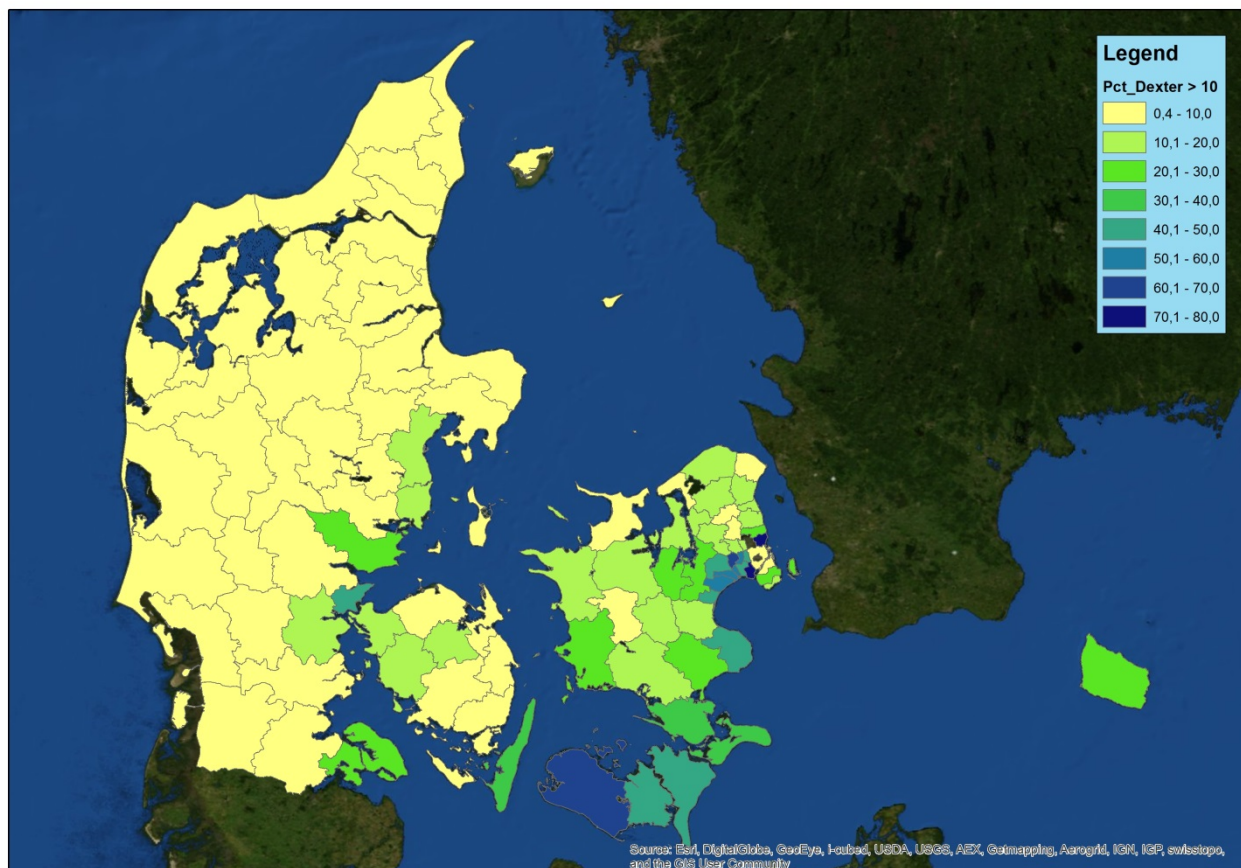
fremspiring og reduceret luftskifte). Opslemmede ler-kolloider kan endvidere ved overskudsnedbør blive nedvasket til dræn gennem makroporer, hvorved f.eks. fosfor og pesticider bundet til kolloiderne kan føres til vandmiljøet.

Studier har vist, at det kritisk lave niveau af OK for bevarelse af en god jordstruktur er afhængigt af jordens indhold af ler (f.eks. Dexter et al., 2008). Altså er der behov for et højere indhold af OK for jorde med høje ler-indhold. Dette er bekræftet i undersøgelser på danske jorde (Schjønning et al., 2012; Jensen et al., 2015; Getahun et al. 2016). Institut for Agroøkologi ved AU foretager pt yderligere studier til dybere forståelse af strukturstabiliseringen og det kritiske niveau for OK. På det foreliggende grundlag og indtil videre kan som kriterium anvendes, at jordens indhold af OK bør være mindst en tiendedel af ler-indholdet (Dexter et al., 2008). Dette svarer til, at forholdet $R_D = \text{ler}/\text{OK}$ (populært kaldet Dexter-forholdet) ikke bør overstige 10. Da jordens organiske stof (humus) har et kulstofindhold på ca. 58 %, svarer den kritiske grænse på $R_D=10$ til et forhold mellem ler og humus på ca. 5,8.

Det er især for jorder med et ler-indhold på over ca. 10 %, at en nedbrydning af jordstrukturen kan give skadelige virkninger på jordens funktioner. Det svarer til ca. 35 % af landbrugsjorden (Den danske Jorddatabase). For jorde klassificeret som JB5 og JB6 (10-15 % ler) ligger den kritiske grænse for OK altså på 1,0-1,5 %. For de ca. 6 % af landbrugsjorden, der er klassificeret som JB7 jorde (15-25 % ler), bevæger den kritiske grænse sig tilsvarende fra 1,5-2,5 % OK. Kun ca. 1 % af den danske landbrugsjord har over 25 % ler (JB8-9) svarende til en kritisk grænse for OK på over 2,5 %.

De ovenanførte grænser skal ses i relation til typisk observerede værdier for JB6-jorde ($n=82$) og JB7-jorde ($n=45$) på henholdsvis 1,50 og 1,47 % OK (observeret i 2009; Taghizadeh-Toosi et al., 2014). Det ligger således klart, at en række jorde har OK-værdier under den kritiske grænse som også dokumenteret i f.eks. Schjønning et al. (2012).

Gennemsnitligt for hele Danmark har 10 % af landbrugsjorden et Dexter-forhold, $R_D = \text{ler}/\text{OK}$, over 10. Dette er således et bud på arealet med kritisk lave indhold af OK. Figur 1 viser procentdelen af landbrugsarealet med det kritisk høje R_D niveau for hver af landets kommuner. Det fremgår, at det især er de østdanske morænejorde, der har store arealer i risiko-zonen. Figuren må tolkes som et forsigtigt skøn, idet langt de fleste data i Den danske Jorddatabase er over 30 år gamle. Jordens indhold af OK er ikke statisk men tværtimod dokumenteret påvirket af dyrkningssystemet (Heidmann et al., 2001, 2002; Schjønning et al., 2009; Taghizadeh-Toosi et al., 2014). De nævnte studier indikerer, at netop de østdanske jorde med et højt ler-indhold har oplevet et fald i indhold af OK gennem de seneste årtier. Dette kan tilskrives, at rene planteavlsbedrifter overvejende findes i disse regioner, mens der på mange af de mere sandede jorde i vest-Danmark anvendes varierede sædskifter i forbindelse med mælkeproduktion.



Figur 1. Procentdel af landbrugsarealet med et kritisk lavt indhold af organisk kulstof ($R_D = (Ier/OK) > 10$) for alle Danmarks kommuner. Se tekst for nærmere forklaring. Baseret på data i Den danske Jorddatabase. Bemærk, at mange af disse data afspejler forholdene ca. 30 år tilbage.

Arealer som fra en klimasynsvinkel er særlig relevant i forhold til omlægning

Med hensyn til udledninger af drivhusgasser fra landbrugsjord er der særligt store forskelle mellem mineraljord og organisk jord (tørvejorder). Udledningerne af CO_2 og lattergas er betydeligt højere fra organisk jord end fra mineraljord som følge af nedbrydningen af jordens organiske materiale, som fremmes af øget iltadgang på de drænedede organiske jorder (Gyldenkærne og Greve, 2015). Disse øgede udledninger fra organiske jorder kan kun reduceres ved at øge vandspejlet på de drænedede arealer gennem ophør af dræning og grøftning. Dette vil ikke kunne ske samtidig med, at der foretages intensiv planteproduktion, hvad enten det er med græsmarker eller afgrøder i omdrift. Organiske jorder er derfor ikke jordtyper, som fra en klimasynsvinkel er særligt relevante i forhold til omlægning til græs.

Jordbearbejdningens betydning for kulstoflagring

Jordbearbejdning har i sig selv kun lille eller ingen betydning for jordens kulstoflager (VandenBygaardt, 2016). Når vedvarende græsmarker opløjes sker der dog en stor mineralisering

af både C og N pga. et stort input af dødt organisk materiale, som eksponeres for mikrobiel omsætning, øget beluftning og nedbrydning af jordaggregater. Det er estimeret, at tabet af kulstof efter ompløjning af langvarige græsmarker over en 20-års periode i gennemsnit er $0,95 \pm 0,3$ t C/ha/år ved ompløjning af vedvarende græs (Soussana et al., 2004).

Konsekvenser for udvaskning og drivhusgasudledning ved anvendelse af henholdsvis kunstgødning og organisk gødning

Ved tilførsel af kvælstof i organisk i forhold til mineralsk form kan der både være en større N-udvaskning og en større udledning af lattergas. Dette afhænger dog i betydelig grad af, hvilken tidshorizont der anlægges, da de umiddelbare effekter er små, mens effekterne af den tilførte N i organisk form vil fortsætte over en årrække. I praksis vil der ikke være nogen nævneværdig effekt af anvendelse af organisk gødning i græsmarker på den nationale udledning af N via udvaskning eller påvirkning af drivhusgasudledninger, da den samlede mængde husdyrgødning næppe vil ændre sig nævneværdigt ved forskellig dyrkning af græsmarker.

Mætningsprofiler for kulstoflagring

Jordens kulstoflager afhænger af balancen mellem tilførsel af organisk stof og nedbrydningen. Ved overgang fra jord i omdrift til græs øges tilførslen af organisk stof, især gennem rødder. Dette forrykker balancen således at der ophobes mere kulstof i jorden, men tilvæksten til jordens kulstofmængde vil aftage over tid således at der i løbet af en del årtier (ofte op til 100 år) opstår en ny ligevægt.

Kulstoflagringseffekten af korterevarende græsmarker, som indgår i et sædskifte, afhænger af antal år i græs og antal år med enårige afgrøder. Ved sammenligning af kulstoflagring under permanent græs, græs i rotation og sædskifte med enårige afgrøder er det baseret på modelstudier fundet, at øgningen af kulstof i jorden over 20 år for græs i omdrift var ca. halvdelen af øgningen ved permanent græs (Soussana et al., 2004), dvs. midt imellem enårige afgrøder i omdrift og permanent græs.

Referencer

- Dexter, A.R., Richard, G., Arrouays, D., Czyz, E.A., Jolivet, C., Duval, O., 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144, 620-627.
- Eriksen, J., Vinther, F.P., Sørengaard, K., 2004. Nitrate leaching and N₂-fixation in grasslands of different composition, age and management. *J. Agric. Sci., Camb.* 142, 141-151.
- Eriksen J., Askegaard M., Rasmussen, J., Sørengaard K. (2015) Nitrate leaching and residual effect in dairy crop rotations with grass-clover leys as influenced by sward age, grazing, cutting and fertilizer regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 212: 75-84.
- Getahun, G.T., Munkholm, L.J. Schjønning, P., 2016. The influence of clay-to-carbon ratio on soil physical properties in a humid sandy loam soil with contrasting tillage and residue management. *Geoderma* 264, 94-102.
- Gyldenkerne, S., Greve, M.H., 2015. For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsgræslande. Teknisk rapport fra DCE nr. 56.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T., Østergaard, H.S. 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF-rapport Markbrug nr. 54. Danmarks Jordbrugsforskning, Tjele.
- Heidmann, T., Christensen, B.T. & Olesen, S.E., 2002. Changes in soil C and N content in different cropping systems and soil types. In: Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (eds.). *Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries*. DIAS Report No. 81, Plant Production. Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark, pp. 77-86.
- Håndbog for driftsplanlægning, 2015.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- Jensen, J.L., Munkholm, L.J., Schjønning, P. 2015. Long-term effects of fertilizer application rate and type on soil structural properties. Poster presentation, 20th International Conference of the International Soil Tillage Research Organization, Nanjing, China, 14-18th September 2015.
- Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P., Vinther, F.P., 2016. Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 67.
- Jørgensen, U., Møller, H.B., 2013. Oplæg til klima- og miljømæssige effekter af energiafgrøder til biogas. Notat til NaturErhvervsstyrelsen, 9s.
- Knudsen, L. 2015. Kvælstofnormer indstillet til Normudvalget. Internt notat.
- Madsen, M.B., Sørengaard, K., 1991. Kvælstof til græs i 1. og 2. brugsår. *Tidsskrift for Planteavl* 95, 239-253.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkerne, S., 2014. Danish emission inventories for agriculture. DCE rapport nr. 108.
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Hoffmann, L., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., Hansen, M.G., 2014. Denmark's National Inventory Report 2014. Emission Inventories 1990-2012 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate

- Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 1214pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No 101.
- Olesen, J.E., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S., Albrektsen, R., Lund, P., Kristensen, T., Jørgensen, U., Petersen, S.O., Elsgaard, L., Hermansen, J.E., 2016. Scenarier for drivhusgasudledninger fra dansk landbrug. DCA Rapport (under udarbejdelse).
- Oversigt over Landsforsøgene 2012. 391-398.
- 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 Report Plant Science, No. 143, Institute of Agroecology, Aarhus University.
- Schjønning, P., de Jonge, L.W., Munkholm, L.J., Moldrup, P., Christensen, B.T., Olesen, J.E. 2012. Clay dispersibility and soil friability – Testing the soil clay-to-carbon saturation concept. Vadose Zone Journal 11. DOI: 10.2136/vzj2011.0067.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. Soil Use and Management 20, 219-230.
- Søgaard, K., Kristensen T. 2015. Udbytter på græsarealer – omdriftsgræs og vedvarende græsarealer. Bestilling fra NaturErhvervsstyrelsen 27. juli. Journal 103385. Søgaard, K., 2004. Kvælstof til kløvergræs ved forskellige benyttelsesformer. DJF rapport Merckbrug nr. 106, 47 pp.
- Søgaard, K., 1994. Kombinationer af slæt og afgræsning i græs og kløvergræs. SPrapport nr 4, Statens Planteavlsvforsøg, 71 pp.
- Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J.E., Kristensen, K., Elsgaard, L., Østergaard, H.S., Laegdsmand, M., Greve, M.H., Christensen, B.T. 2014. Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986-2009. European Journal of Soil Science 65, 730-740.
- Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J.E. 2015. Modelling soil organic carbon in Danish agricultural soils suggests low potential for future carbon sequestration. Agricultural Systems (submitted).
- Termansen, M., Gylling, M., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Hansen, L.B., Knudsen, M.Y., Adamsen, A.P., Ambye-Jensen, Jensen, M.V., Jensen, S.K., Andersen, H.E., Gyldenkærne, S. 2015. Grøn biomasse. DCA rapport 68 Aarhus Universitet.
- Thomsen, P.C., 1989. Slætantal, kvælstofmængder og vanding i alm. rajgræs. Beretning nr. S 2026 Tidsskrift for Planteavl Specialserie, 103 pp.
- VandenBygaardt, A.J., 2016. The myth that no-till can mitigate global climate change. Agriculture, Ecosystems and Environment 216, 98-99.
- Wachendorf, M., Büchter, M., Trott, H., Taube, F. 2004. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. Grass Forage Science 59, 56-68.
- Whitehead D.C. 1995. Grassland Nitrogen. CAB International.