

HVILKEN EFFEKT HAR CAP13+ REFORMEN HAFT PÅ NÆRINGSSTOFFER, KLIMA OG BIODIVERSITET?

T. DALGAARD, H.E. ANDERSEN, G. BLICHER-MATHIESEN, E.M. HANSEN, G.J. HECKRATH, C.C. HOFFMANN, T. KRISTENSEN, P. H. KROGH, M.V. ODGAARD, J.E. OLESEN, B.F. PEDERSEN, S.O. PETERSEN, E. PTAK, G.H. RUBÆK, B. STRANDBERG, M.T. STRANDBERG, I.K. THOMSEN

DCA RAPPORT NR. 159 • JULI 2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



HVILKEN EFFEKT HAR CAP13+ REFORMEN HAFT PÅ NÆRINGSSTOFFER, KLIMA OG BIODIVERSITET?

DCA RAPPORT NR. 159 • JULI 2019



Professor Tommy Dalgaard¹, seniorforsker Hans E. Andersen², seniorrådgiver Gitte Blicher-Mathiesen², seniorforsker Elly Møller Hansen¹, lektor Goswin J. Heckrath¹, seniorforsker Carl Christian Hoffmann², seniorforsker Troels Kristensen¹, seniorforsker Paul H. Krogh², postdoc Mette V. Odgaard¹, professor Jørgen E. Olesen¹, akademisk medarbejder Birger Faurholt Pedersen¹, professor Søren O. Petersen¹, ph.d.-studerende Emilia N. Ptak¹, lektor Gitte Holton Rubæk¹, seniorforsker Beate Strandberg², seniorrådgiver Morten Tune Strandberg² og seniorforsker Ingrid K. Thomsen¹

Aarhus Universitet

Institut for Agroøkologi¹⁾
Blichers Allé 20
8830 Tjele

Institut for Bioscience²⁾
Vejlssøvej 25
8600 Silkeborg

HVILKEN EFFEKT HAR CAP13+ REFORMEN HAFT PÅ NÆRINGSSTOFFER, KLIMA OG BIODIVERSITET?

Serietitel og nummer: DCA rapport nr. 159

Forfatter(e): Professor Tommy Dalgaard, seniorforsker Hans E. Andersen, seniorforsker Gitte Blicher-Mathiesen, seniorforsker Elly Møller Hansen, lektor Goswin J. Heckrath, seniorforsker Carl Christian Hoffmann, seniorforsker Troels Kristensen, seniorforsker Paul H. Krogh, postdoc Mette V. Odgaard, professor Jørgen E. Olesen, akademisk medarbejder Birger Faurholt Pedersen, professor Søren O. Petersen, ph.d.-studerende Emilia N. Ptak, lektor Gitte H. Rubæk, seniorforsker Beate Strandberg, seniorrådgiver Morten Tune Strandberg og seniorforsker Ingrid K. Thomsen

Rekvirent: Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen

Finansiering: Rapporten er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening af Miljø- og Fødevareministeriet med underliggende styrelser 2017-2020"

Fagfællebedømt: Seniorrådgiver Bettina Nygaard og seniorrådgiver Jesper Reinholt Fredshavn begge fra institut for Bioscience ved Aarhus Universitet samt seniorforsker John Erik Hermansen og forsker Martin Hvarregaard Thorsøe begge fra Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet

Ekstern kommentering: Rapporten har været kommenteret af Miljø- og Fødevareministeriet.

Udgiver: DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk, hjemmeside: dca.au.dk

Fotos omslag: Colourbox

Tryk: Digisource.dk

Udgivelsesår: Juli 2019

ISBN: Trykt version 978-87-93643-81-9, elektronisk version 978-87-93643-82-6

ISSN: 2245-1684

DCA rapporter er frit tilgængelige i pdf-format på dca.au.dk

Forord

Den fælles landbrugspolitik har med CAP13+ reformen øget fokus på grønne virkemidler, dels ved indførslen af de grønne krav under den direkte støtte, men også i form af muligheden for at overføre flere midler til Landdistriktsprogrammet under søjle II.

For at øge vidensgrundlaget af CAP13+ reformens effekt i Danmark, og som en del af forberedelserne til den kommende landbrugspolitik, CAP2020, har Landbrugsstyrelsen ønsket en undersøgelse af CAP13+ samlede effekt på biodiversiteten, klimaet og kvælstof i Danmark. Undersøgelsen skal spænde over perioden fra reformens indførsel i 2015 til og med 2017, og omfatte effekterne af både de grønne krav under søjle I og projekter og ordninger i landdistriktsprogrammet under søjle II.

Rapporten er udarbejdet på baggrund af en bestilling fra Landbrugsstyrelsen, som en del af "Aftale mellem Aarhus Universitet og Miljø- og fødevarerministeriet om udførelse af forskningsbaseret myndighedsbetjening mv. ved Aarhus Universitet, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 2017-2020".

Tilføjet december 2019:

I forbindelse med udarbejdelsen af den oprindelige myndighedsbetjeningsrapport har der været eksterne kommentarer. Efter kommentering, supplerende spørgsmål og opdatering af data fra LBST og MST er rapporten blevet revideret af to omgange. Kommentarerne har især vedrørt ønske om præciseringer, opsplitning af afsnit, hvor projektstøtteordninger er blevet sammenblandet, samt brug af samme definitioner, som anvendes i de forskellige ordninger. Rapportens konklusion er grundlæggende den samme som i første version, men resultaterne er opdateret med 2017-tal, og som følge heraf er konklusionen skærpet.

Niels Halberg

Direktør, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug

Indhold

1.	Indledning.....	7
2.	Baggrund og problemformulering.....	8
2.1	Landbrugets strukturudvikling og EU's landbrugsreform CAP13+	8
2.2	De grønne krav	9
2.3	Landdistriktsprogrammet	9
3.	Opgørelser af CAP reformens effekt.....	11
3.1	Landbrugets udvikling 2014-2017.....	11
3.2	Vurderingsmetoder og dødvægtstab.....	16
4.	Effekter på kvælstof, fosfor, klima, kulstofbinding og biodiversitet.....	19
4.1	Kravet om flere afgrødekategorier.....	19
4.2	Kravet om opretholdelse af permanent græs.....	21
4.3	Miljøfokusområde (MFO) ordningerne	23
4.3.1	Braklægning	23
4.3.2	Lavskov	27
4.3.3	Randzoner	28
4.3.4	Efterafgrøder og græsudlæg	30
4.3.5	Landbrug omkring søer og fortidsminder	33
4.4	Landdistriktsprogrammet.....	34
4.4.1	Pleje af græs- og naturarealer	34
4.4.2	Økologisk Arealtilskud og Miljøbetinget Drift.....	38
4.4.3	Naturlige vandstandsforhold i Natura 2000 områder	43
4.4.4	Naturprojekter på kulstofrige lavbundsjord (Lavbundsordningen)	46
4.4.5	Kvælstof- og fosfor-vådområder	48
4.4.6	Forsuring af gylle- samt energibesparelse i stalden.....	50
4.4.7	Investeringsstøtte til biogas.....	53
4.4.8	Økologisk investeringsstøtte, erhvervsudvikling og innovation, samt landskabs- og biotopforbedrende foranstaltninger	54
4.4.9	Skovrejsning.....	56
5.	Sammenfatning.....	58
5.1	Samlet effekt af CAP13+ tiltagene på kvælstof, fosfor, klima og biodiversitet.....	58
5.2	Konklusion og Perspektivering	68
6.	Litteraturliste	73
7.	Appendices.....	83
7.1	Bilag I – De grønne krav. (Notat fra Miljø- og Fødevareministeriet, 2017a, 2018a)	83
7.2	Bilag II – Ordninger under LDP. (Notat fra Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b, 2018b).....	87
7.3	Bilag III – Klassifikation af afgrødetyper og afgrødekategorier ift. de grønne krav	90
7.4	Bilag IV – International literature review on the effects of the greening of the CAP on environment and biodiversity	104

1. Indledning

Den 26. juni 2013 enedes EU's forhandlere om en ny landbrugsreform, den såkaldte CAP13+ reform, som blev endeligt vedtaget den 24. september 2013 og trådte i kraft per 1. januar 2015 (European Commission 2013). Vi nærmer os nu en ny landbrugsreform (CAP20+), hvor fokus på de grønne effekter af landbrugspolitikken øges betydeligt. Der er således behov for at kende virkningen af de forskellige tiltag, og Landbrugsstyrelsen har derfor bedt de nationale centre for Fødevarer og Jordbrug (DCA) og Miljø og Energi (DCE) ved Aarhus Universitet om en undersøgelse af CAP13+ reformens samlede effekt på næringsstoffer, klima og biodiversitet i Danmark i perioden 2015 til og med 2017, dvs. midtvejs i den nuværende reformperiode, hvilket er emnet for nærværende rapport.

Et vigtigt element i denne reform var indførslen af nye grønne krav til sikring af en mere miljøvenlig søjle 1 i EU landbrugspolitikken (dvs. udbetalingen af direkte støtte til landbruget). Effekten af denne del af reformen på næringsstoffer, klima og biodiversitet evalueres i afsnit 4.1-4.3.

CAP13+ omfatter desuden en redefinering af rammerne for det såkaldte landdistriktsprogram (LDP, også kaldet søjle 2 i landbrugspolitikken), hvis særlige effekter på næringsstoffer, klima og biodiversitet også behandles i nærværende rapport. Frem til 2015 var landdistriktsprogrammets ordninger fordelt på fire akser: Akse 1. Erhverv (forbedring af landbrugets og skovbrugets konkurrenceevne), Akse 2. Natur og Miljø (forbedring af miljøet og landskabet), Akse 3. Livskvalitet (livskvaliteten i landdistrikterne og diversificering af økonomien) samt Akse 4. LEADER "*Liaison Entre Actions de Développement de l'Économie Rurale*" (lokale aktionsgrupper til prioritering af udviklingstiltag i landdistrikterne) (Andersen *et al.*, 2016). Med den nye reform tages i stedet udgangspunkt i følgende seks prioriteter: 1) Fremme af videns-overførsel og innovation i landbrug, skovbrug og landdistrikterne, 2) Styrkelse af konkurrenceevnen for alle typer landbrug og forøgelse af bedrifternes levedygtighed, 3) Fremme af fødevarekædens organisation og risikostyring i landbruget, 4) Genopretning, bevarelse og forbedring af økosystemer i tilknytning til landbruget og skovbruget, 5) Fremme af ressourceeffektivitet og støtte til overgang til klimaresistent lavemissionsøkonomi, og 6) Fremme af social integration, fattigdomsbekæmpelse og økonomisk udvikling i landdistrikterne (COWI, 2014). Dette har betydet en justering og målretning af de i Danmark implementerede tiltag, hvis miljø-, klima og biodiversitetseffekter gennemgås i afsnit 4.4.

2. Baggrund og problemformulering

2.1 Landbrugets strukturudvikling og EU's landbrugsreform CAP13+

Siden Danmarks indtræden i den fælles europæiske landbrugspolitik i 1972 er det dyrkede areal i perioden 1973-2017 faldet med i gennemsnit 10.600 ha/år, og den gennemsnitlige bedriftsstørrelse er steget fra ca. 22 ha til 74 ha per bedrift (Dubgaard *et al.*, 2014; Danmarks Statistik 1974, 2017). I det lange perspektiv har strukturudviklingen siden Danmarks EU medlemskab været temmelig konstant, og med et nærmest lineært faldende forløb i landbrugsarealet ($R^2 = 0,98$); som vel at mærke er fortsat efter overgang fra pris- til hektarstøtte med MacSharry reformen i 1992. Således faldt det dyrkede areal i perioden 1994-2017 med i gennemsnit 10.800 ha/år, svarende til en nærmest lineær fremskrivning af udviklingen 1973-1994.

Med de seneste reformer af landbrugspolitikken er der imidlertid kommet krusninger på overfladen, bl.a. forårsaget af mere svingende produktpriser og reduktioner i støtteniveauet, men også som følge af de nye betingelser, EU stiller for at udbetale støtte. Således er det dyrkede areal i perioden 2015-2017, efter implementeringen af CAP13+ reformen per 1/1 2015, ifølge Danmarks Statistik i gennemsnit faldet med ca. 15.700 ha/år, hvilket jf. ovenstående afsnit er noget mere end det gennemsnitlige fald fra 1973-2017, mens der i den foregående CAP-reformperiode 2007-2014 var et fald på i gennemsnit 3.700 ha/år., hvilket er noget mindre end det gennemsnitlige fald fra 1973-2017. Det er derfor interessant at undersøge, hvordan dette har påvirket næringsstoffer, klima og biodiversitet.

I den indeværende CAP reformperiode falder den direkte støtte til danske landmænd med ca. 3% årligt (Jørgensen *et al.*, 2015), og fra en samlet landbrugsstøtte på ca. 7,2 mia. kroner i 2013 er summen af den markedsrelaterede og direkte landbrugsstøtte således faldet til ca. 6,5 mia. kroner i 2016 (Folketingets EU-oplysning 2018). CAP13+ reformen fortsætter omfordelingen af støtte fra Danmark og de øvrige gamle EU-lande til de nye og fattigere EU lande i øst, som hidtil har fået en relativ mindre del af støtten. Samtidig prioriteres etableringsstøtte til unge landmænd under 40 år, der omfordeles en mindre del af støtten til malkekvægsbruget, og minimumspriser for sukker afskaffes, ligesom støtte til ikke-landbrugsmæssige arealer såsom lufthavne, golfklubber og andre med jord, der tidligere uretmæssigt blev klassificeret som landbrugsjord, ikke længere kan søge støtte.

CAP13+ reformens miljømæssige effekt på næringsstoffer, klima og biodiversitet kan således opdeles i en generel effekt på strukturudviklingen og det samlede landbrugsareal, og de mere specifikke effekter af de nye grønne krav og ordningerne under landdistriktsprogrammet, som påvirker natur og miljø, hvilket gennemgås i de følgende afsnit.

2.2 De grønne krav

De grønne krav, der blev indført med CAP13+ reformen i 2015, er gennemgået i bilag I (afsnit 7.1) og omfatter følgende tre obligatoriske krav for, at landbrugerne kan modtage en tredjedel af landbrugsstøtten (den såkaldte grønne støtte) under søjle 1:

- Krav om flere forskellige afgrøder på hver bedrift.
- Opretholdelse af permanent græs.
- Etablering af 5% særlige miljøfokusområder (MFO) med særlige grønne beskyttelsesforanstaltninger på bedrifterne.

Disse tre krav har ifølge EU forordning nr. 1307/2013 (37) til formål at forbedre miljøet gennem en obligatorisk forgrønnelses-komponent af de direkte betalinger til støtte af landbrugsmetoder, der er til gavn for klima og miljø. Økologisk drevne arealer er undtaget fra de grønne krav, da de ifølge forordningsgrundlaget opnår anerkendte miljømæssige fordele gennem deres driftsform.

Aarhus Universitet har tidligere foretaget en analyse, der angår kravet om flere afgrødekategorier og permanent græs (Dalgaard *et al.*, 2016, 2017; Hansen *et al.*, 2016). I nærværende rapport udvides disse analyser til så vidt muligt også at omfatte året 2017 samt etableringen af MFO. Herudover foretages en undersøgelse af, hvad de grønne krav har betydet for strukturen i landbruget (afsnit 4.1), og det undersøges, om der er en tendens til, at det samlede omdriftsareal pr. bedrift er steget eller faldet pga. forpligtelsen til at opfylde de grønne krav ved hhv. 10 ha, 15 ha og 30 ha, eller det ikke har haft nogen betydelig indflydelse på strukturen i landbruget.

2.3 Landdistriktsprogrammet

Med CAP13+ reformen blev Det Danske Landdistriktsprogram udvidet, samtidig med at der kom et øget fokus på miljø-, klima- og biodiversitetsrelaterede tiltag. Som det fremgår af Bilag II (afsnit 7.2) betød den politiske aftale i 2013 således en overførsel af midler fra søjle 1 til søjle 2 på i alt 2,1 mia. kr., fordelt på hhv. 5% af søjle 1 budgettet i 2015, 6% i 2016 og 7% i hvert af årene 2017-2020.

Samtidig medførte reformen af Landdistriktsprogrammet, at det blev muligt at erstatte støtte til et-årige miljøordninger under søjle 1 med støtte til flerårig ekstensivering under søjle 2, hvilket skulle bidrage til at sikre, at flere arealer blev fastholdt med ekstensiv drift i hele fastholdelsesperioden, frem for at landmændene kunne fravælge ordningen efter ét eller få år ved en étårig ordning.

Reformen betød desuden, at ordningerne under Landdistriktsprogrammet blev samlet i færre, men større støtteordninger, hvoraf følgende hovedkategorier gennemgås i nærværende rapport:

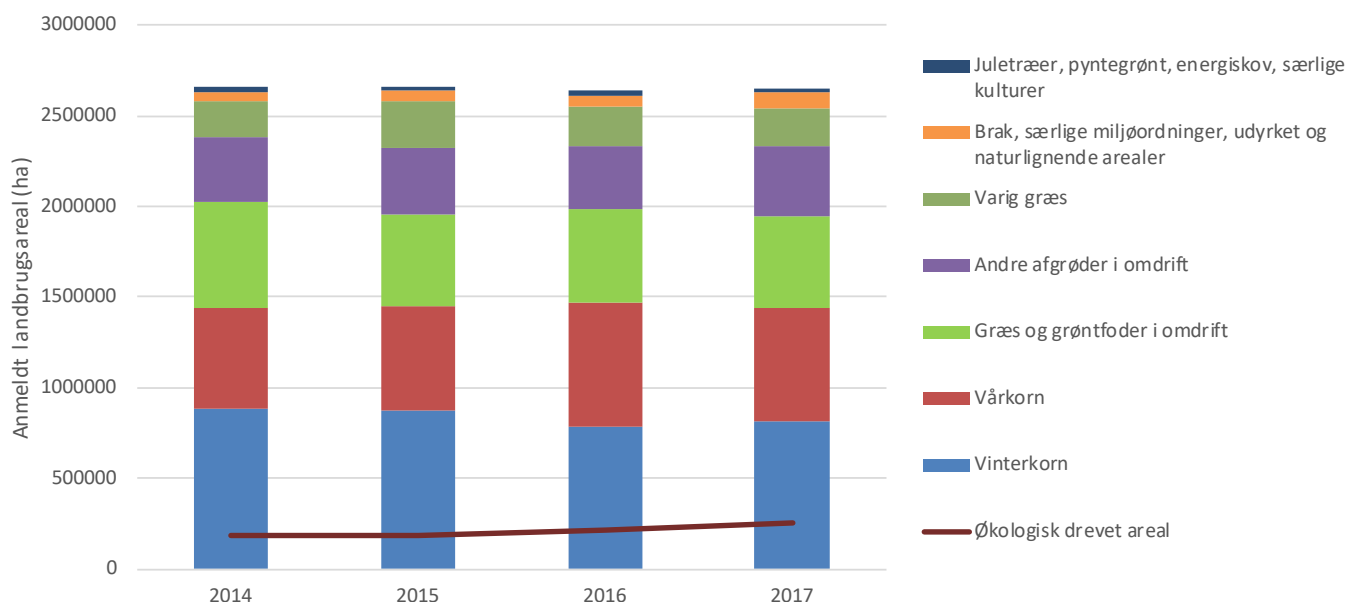
- Pleje af græs- og naturarealer
- Økologisk Arealtilskud og Miljøbetinget Drift
- Etablering af naturlig vandstand i Natura 2000 beskyttelsesområder
- Naturprojekter på kulstofrige lavbundsjord
- Kvælstof- og fosfor-vådområder
- Forsuring af gylle samt energibesparelse i stalden
- Investeringsstøtte til biogas
- Økologisk investeringsstøtte, erhvervsudvikling og innovation, samt landskabs- og biotopforbedrende foranstaltninger
- Skovrejsning

I de følgende afsnit gennemgås effekterne af hhv. landbrugets strukturudvikling, CAP'ens grønning (dvs. indførslen af nye grønne elementer i landbrugspolitikken) og Landdistriktsprogrammets miljøordninger.

3. Opgørelser af CAP reformens effekt

3.1 Landbrugets udvikling 2014-2017

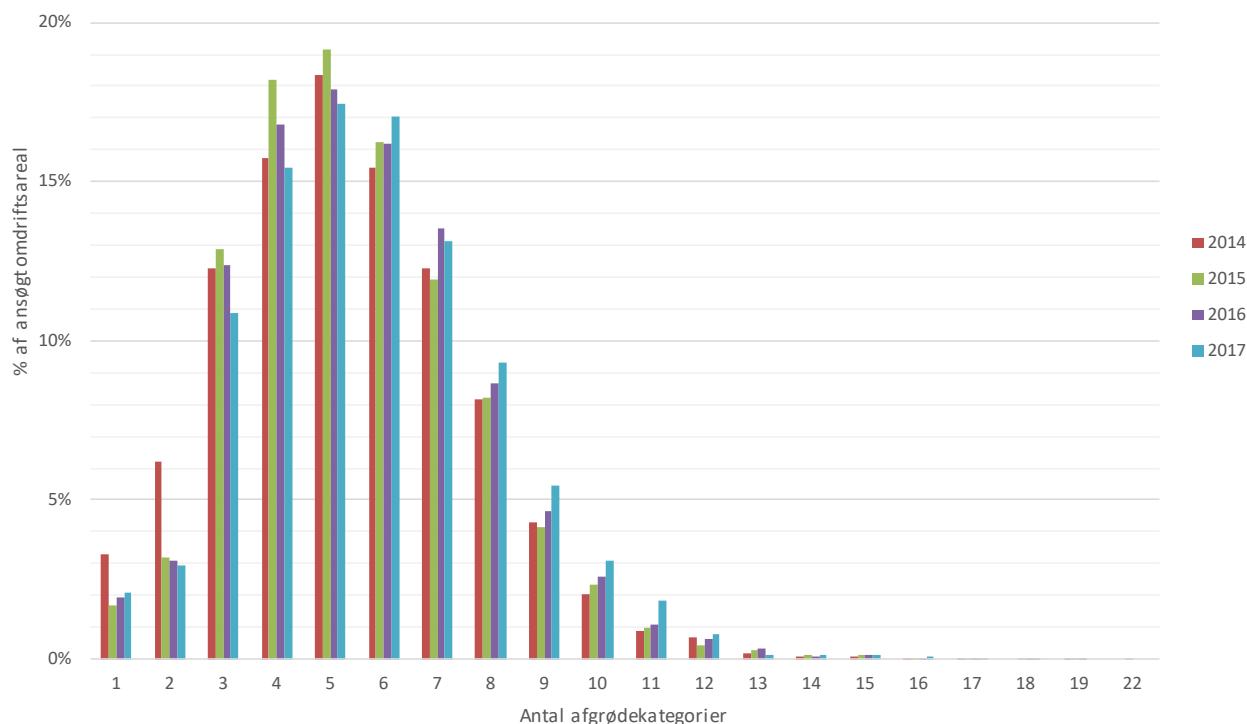
Udviklingen i landbrugets arealanvendelse og implementeringen af ovennævnte grønne foranstaltninger under CAP'en er sammenstillet ud fra Miljø- og Fødevareministeriets (2017a, 2017b) opgørelser af EU-støtteansøgningerne 2014-2017; dels i forhold til de grønne krav under søjle 1 (Bilag I, afsnit 7.1), og dels i forhold til landdistriktsordningerne under søjle 1 (Bilag II, afsnit 7.2); og suppleret med oplysninger fra det Det Jordbrugsrelaterede Register ved Aarhus Universitet (FRJOR 2018). Som det ses i Figur 1, er den overordnede arealanvendelse forholdsvis stabil over de fire år, men som det fremgår af det følgende, er der visse ændringer inden for de enkelte afgrødekategorier. Herunder bemærkes, at det økologisk drevne areal i perioden er steget fra ca. 6,6% til ca. 9,2% af det anmeldte areal.



Figur 1. Udviklingen i landbrugets arealanvendelse 2014-2017 ifølge de anmeldte arealer i landmændenes enkeltbetalingsansøgninger (FRJOR 2018). I tillæg er udviklingen i det samlede areal anmeldt som økologisk vist som graf. OBS: Tallene fra 2017 er foreløbige.

Udviklingen i forhold til de grønne krav

Udviklingen i bedriftenes afgrødediversitet er opgjort ud fra antallet af de afgrødetyper, der tæller ift. kravet om flere afgrødekategorier (se bilag III, afsnit 7.3). Som det ses af Figur 2, er andelen af det ansøgte omdriftsareal på bedrifter med mere end 5 afgrødekategorier generelt steget fra 2014-2017, og specielt er arealet på bedrifter med kun 1 eller 2 afgrødekategorier faldet betydeligt fra 2014 til 2015, hvor CAP13+ reformen blev indført. Derimod er den målte diversitet ifølge opgørelserne i Bilag III (afsnit 7.3) ikke ændret på bedrifter med mindre end 10 ha, der ikke er omfattet af de grønne krav.



Figur 2. Fordeling af antal afgrødekategorier på de bedrifter der er omfattet af det grønne krav om flere forskellige afgrøder, dvs. på ikke-økologiske bedrifter med 10 ha omdriftsareal eller mere (målt i % af det ansøgte omdriftsareal på disse bedrifter ifølge FRJOR 2018).

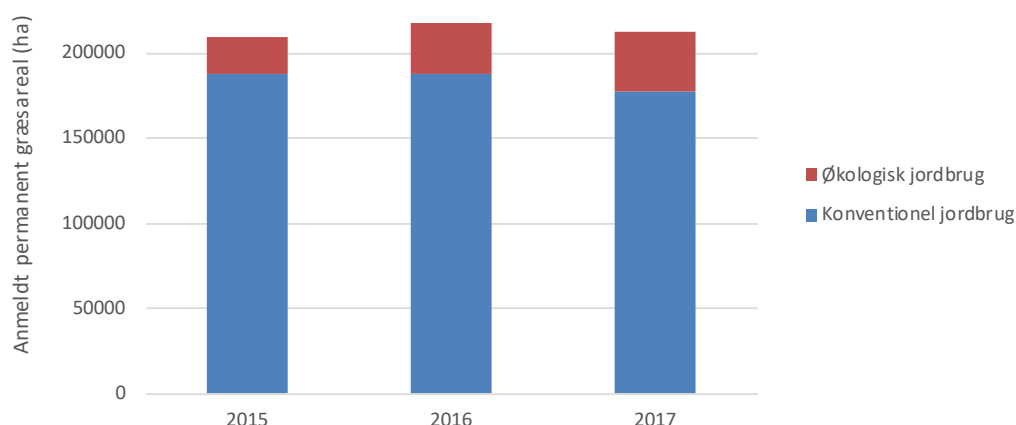
Tabel 1 viser udviklingen i andelen med permanente græsarealer 2014-2017, efter der med reformen i 2015 blev indført ekstra forpligtelser om opretholdelse af permanente græsarealer i udpegede særligt Miljømæssigt Sårbare Områder (MSO-områder; defineret som græsarealer, beliggende på kulstofrige jorde og vådområder og klassificerede som miljømæssigt sårbare, indenfor Natura 2000 netværket. Natura 2000 netværket af beskyttede områder er udpeget i forbindelse med EU's fuglebeskyttelses- og habitatdirektiver, og som derfor oftest også er beskyttet af naturbeskyttelseslovens §3). Som det ses, er andelen med permanent græs øget fra 2014 til 2015, men faldet i 2016-17 til samme niveau som i 2014. Den totale andel af landbrugsarealet med græs har været konstant eller let faldende i perioden 2014-2017.

Tabel 1. Andelen af de ansøgte arealer 2014-2017 med permanent græs, græs i omdrift og andre typer af arealanvendelse, som vist i Figur 1.

	2014	2015	2016	2017*
Græs, permanent	7,4%	8,8%	7,2%	7,3%
Græs, permanent omlagt mindst hvert 5. år	0,3%	0,9%	0,8%	0,7%
Græsmarksplanter, omdrift	11,9%	9,6%	10,4%	10,5%
Græs i alt	19,6%	19,2%	18,4%	18,5%
Andet	80,4%	80,8%	81,6%	81,5%

* Tallene for 2017 er foreløbige.

Figur 3 viser, at det konventionelt drevne permanente græsareal, som er omfattet af de grønne krav, har været let faldende fra 2015-2017, mens det har været stigende på de økologiske bedrifter, som ikke er omfattet af de grønne krav.



Figur 3. Udviklingen i det anmeldte areal med permanent græs fordelt på økologiske og konventionelle bedrifter 2015-2017 (efter Bilag I, afsnit 7.1). Definitionen af permanent græs for 2014 er ikke sammenlignelig med 2015-2017, og data herfor er ikke medtaget.

Tabel 2 viser en oversigt med nøgletal for udviklingen i arealkategorierne relateret til de tre grønne krav, herunder de grønne miljøforanstaltninger i form af brak, lavskov, randzoner, efterafgrøder og god landbrugsmæssig praksis (GLM) omkring søer og fortidsminder. Det gennemsnitlige antal afgrødekategorier, per ha omdriftsareal omfattet af de grønne krav er steget med ca. 8% i perioden, hvilket er i overensstemmelse med Figur 2, og diversiteten per arealenhed er ligeledes steget. Det permanente græsareal faldet en smule i det konventionelle jordbrug, men steget i økologisk jordbrug, der ikke er omfattet af de grønne krav. Arealerne knyttet til de øvrige grønne miljøforanstaltninger viser fremgang for visse typer og tilbagegang for andre. Specielt er det braklagte areal og arealet med randzoner, der tæller som MFO miljøfokusområder, steget (hvis man ser bort de krævede randzoner under randzoneloven til og med 2015, der figurerer under enkeltbetaling/grundbetaling EB/GB i Bilag II, afsnit 7.2).

Tabel 2. Oversigt over udviklingen efter indførslen af de grønne krav om flere afgrødekategorier (jf. Figur 2), opretholdelsen af permanent græs (Tabel 1, Figur 3), samt de listede grønne beskyttelsesforanstaltninger ift. særlige miljøfokusområder (MFO) ifølge Bilag I, afsnit 7.1.

Flere afgrødekategorier:	Enhed	Status 2014/15*	Status 2017	Ændring (netto)	Ændring (%)#
Antal afgrødekategorier	Per ha a	5,3	5,8	0,4	8
Permanent græs , i alt	ha	209.706	213.022	3.316	2
Permanent græs, konv. jordbrug	ha	188.282	177.786	-10.496	-6
Permanent græs, økol. jordbrug £	ha	21.424	35.236	13.812	64
Braklægning i alt	ha	16.174	31.426	15.252	94
heraf brak under EB/GB	ha	16.174	3.151	-13.023	
heraf MFO slåningsbrak	ha		26.986	26.986	
heraf MFO blomsterbrak	ha		1.289	1.289	
Lavskov	ha	9.250	8.603	-647	-7
MFO randzoner	ha	88	2.272	2.184	24825
Efterafgrøder	ha	247.000	245.577	-1.023	-1
GLM søer	ha		398		
GLM fortidsminder	ha		59		

* Angivet for 2014 for alle elementer, på nær for permanent græs hvor definitionen for 2014 ikke er sammenlignelig med 2015-2017, og start-status er derfor angivet for 2015. #) Disse ændringer kan både skyldes CAP+ reformen eller kan jf. nedenstående diskussion tilskrives dødvægt. £) Bemærk, denne stigning bør tilskrives omlægning til økologisk jordbrug, som ikke er en del af de grønne krav. a) Målt per ha omdriftsareal per ansøger jf. klassifikationen i Bilag III (afsnit 7.3). §) En stor andel var til og med 2015 pligtige under randzonenloven, og der anmeldt som randzoner under EB/GB enkeltbetaling/grundbetaling, hvorfor der ikke er tale om så stor en reel stigning.

Udviklingen i forhold til Landdistriktsprogrammet

Tabel 3 viser en oversigt over de evaluerede miljøordninger under Landdistriktsprogrammet. Denne liste er jf. Bilag II (afsnit 7.2) begrænset til de eksisterende ordninger, i det omfang de kan kvantificeres, enten ud fra ansøgte arealer per ha, behandle mængder biomasse, eller udbetalte kr. til de projekter, der har løbet i mindst to år fra udgangspunktet for opgørelserne (2014). For nogle ordningers vedkommende gælder det, at der alene er valide data for 2015 og 2016, og for andre ordninger gælder, at de først blev implementeret i 2017. Dvs. der må ved konklusioner om Landdistriktsprogrammets effekter tages forbehold for, at der er tale om en "mellemregning" under den igangværende CAP-reformperiode, der løber fra 2015-2020.

Tabel 3. Oversigt over udviklingen i omfanget af miljøordningerne under Landdistriktsprogrammet efter indførelsen af CAP13+ reformen. Ordningerne er opdelt i tiltag, der retter sig mod hhv. ændring af jordbrugspraksis, vådområder, husdyrbrugssystemer, øvrige investeringer og skovrejsning. Tallene angiver status for 2014 (året lige før reformen trådte i kraft) sammenlignet med status i 2016/17. (Kilde: Tabel 4, appendix 7.2 med tal for 2016, opdateret med nyere data ift. økologisk arealtilskud, pleje af græs og naturarealer, naturlig vandstand, vådområder og husdyrsystemer; jf. afsnit 4.4.3-4.4.9 i nærværende rapport). *) I 2017 var der jf. Tabel 6 i alt afgivet tilsagn om realisering af 525 ha lavbundsprojekter, og i perioden 2014-2017 er der afgivet realiseringstilsagn for i alt 161 ha P-vådområder og 4297 ha N-vådområder.

	Enhed	Status 2014	Status 2016/17	Ændring (netto)	Ændring (%)
Jordbrugspraksis:					
Pleje af græs og naturarealer	ha	57.171	88.000	30.829	54
Økologisk arealtilskud	ha	153.000	228.000	75.000	49
Udtagning af lavbundsarealer	ha		53*		
Vådområder:					
P vådområder	ha	3	60	57*	1900
N vådområder	ha	5.711	7.923	2.212*	39
Naturlige vandstandsforhold	ha	425	3.154	2.729	642
Husdyrsystemer:					
Forsuring af gylle	10 ⁶ t	1,1	1,4	0,3	27
Energibesparelser i stalde.	10 ⁶ kr.		30		
Investeringsstøtte til biogas (fra gylle og anden biomasse)	10 ⁶ t	3,6	5,3	1,7	47
Øvrige investeringer:					
Økologisk investeringsstøtte og biotopforbedring.					
Erhvervsudvikling og innovation	10 ⁶ kr.		17		
Skovrejsning	ha		2.100		

3.2 Vurderingsmetoder og dødvægtstab

I de følgende afsnit gennemgås de miljø- og naturmæssige effekter for hver af de listede ordninger. De miljømæssige effekter (ift. kvælstof og fosfortab samt udslip af drivhusgasser) opgøres med reference til virkemiddelkataloget (Eriksen *et al.*, 2014) og opdateret litteratur i forhold hertil. Herunder opgøres den samlede klimaeffekt relateret til udledning af kuldioxid CO₂ (ved forbrug af fossil energi eller ændring af jordenes kulstofpuljer), eller andre drivhusgasser såsom metan CH₄ eller lattergas N₂O. Tilsvarende opgøres de naturmæssige effekter (ift. biodiversitet) ud fra den forventede positive/negative effekt på artsdiversiteten af de 3 artsgrupper dyr, planter og svampe inklusive laver. Da sådanne effekter ikke er målt i sammenhæng med CAP13+ reformen, er det kun muligt at tale om forventede effekter. Effektvurderingen kompliceres yderligere af, at mange tiltag vil have forskellig effekt alt efter hvilken undergruppe af organismer fra de tre

artsgrupper der er tale om. Effektvurderingerne vil derfor ofte af være den samlede, men ikke kvantificerbare vurdering af den forventede naturmæssige effekt. Udgangspunktet for opgørelserne af den nye EU landbrugspolitik effekter på kvælstof, fosfor, klima, kulstofbinding og biodiversitet er endvidere Miljø- og Fødevareministeriets (2017a, 2017b) bilag til den tilhørende politiske aftale fra 2017-2020 (Appendix 7.1 og 7.2), og tilhørende supplerende materialer og kommentarer.

Dødvægtstab

Ifølge European Court of Auditors (2017) defineres dødvægtstab således som "situationer hvor offentlige midler (såsom den grønne støtte) udbetales til en modtager (fx en landbruger) som betaling for et offentligt gode (her praksis til gavn for miljø, klima og natur), som alligevel ville være leveret, også selvom støtteordningen ikke fandtes, enten fordi praksis alligevel er en del af modtagerens normale aktiviteter, eller fordi denne praksis er et lovkrav (fx som baggrund for krydsoverensstemmelse ift. EU-lovgivningen).

Dvs. når det fx i Danmark er et lovkrav med en 2 meter beskyttelseszone omkring fortidsminder og søer, er der tale om et 100% dødvægtstab, hvis der ydes støtte til opretholdelsen heraf. Men gives der støtte til at opretholde en bredere beskyttelseszone vil dødvægtstabet være under 100%. Der kan desuden være tale om dødvægt i situationer, hvor der ikke forventes en levering af offentlige goder (ikke-ekskluderende og ikke rivaliserende.). Ordningen for etablering af farestalde er et eksempel herpå, men sådanne investeringsstøtte-ordninger er ikke i fokus i nærværende rapport.

Økonomisk baserede opgørelser af dødvægtstab kan baseres på det kompensationsbehov, der kan opgøres forud for ansøgningstidspunktet, set i forhold til det reelle kompensationsbehov, der observeres i tilsagnsperioden. I virkeligheden er landmændenes - og andre støttemodtageres beslutninger om at ændre adfærd på baggrund af de mange ordninger, der er i CAP'en, og de endnu flere øvrige rammebetingelser, mere kompliceret end som så. Ud fra en sådan faglig betragtning er det derfor valgt at regne på følsomheder af forskellige sæt af dødvægte, idet intervallerne for dødvægte bl.a., men ikke alene, vurderes ud fra driftsøkonomiske betragtninger. En tilbundsgående driftsøkonomisk baseret analyse af dødvægtene ville tilmed kræve en omfattende beregning for alle landbrugets forskellige driftsgrene, som har haft forskelligt kompensationsbehov, og derfor forskellig dødvægtstab, og i princippet gælder der det samme for forskellige jordtyper, klimaområder, forskelle i afsætningsmuligheder osv.

Opgørelse af CAP13+ reformens effekter foregår på den baggrund i fire trin:

- Gennemgang af de enkelte ordninger og deres virkninger på baggrund af statistiske oplysninger og eksisterende litteratur (Kapitel 4)
- Oversigt over den marginale effekt af alle de listede ordninger (Tabel 9)
- Opgørelse af hvilke ordninger, der på baggrund af (i) og (ii) vurderes at have en betydelig effekt under CAP13+ i perioden 2015-2017 (Tabel 10), og endelig en
- Kvantificering og summering af den totale næringsstof-, klima- og biodiversitets-effekt, under forudsætning af de skønnede, realistiske dødvægtsintervaller (Tabel 11)

I de kommende afsnit diskuteres effekterne således for alle de listede ordninger, og sammenfattes efterfølgende ved en vurdering af CAP13+ reformens samlede effekter 2015-2017.

4. Effekter på kvælstof, fosfor, klima, kulstofbinding og biodiversitet

I dette afsnit gennemgås effekterne for hver af de tre grønne krav (afsnit 4.1-4.3), og for hver af de listede ordninger under Landdistriktsprogrammet (afsnit 4.4), idet hvert afsnit er opdelt i et underafsnit om *effekter på næringsstoffer og klima* (dvs. på kvælstof, fosfor, klimagasser og kulstofbinding; herunder jordkvalitet) samt et underafsnit om *effekterne på biodiversitet*.

Sidst i hvert underafsnit er indsat en boks med en kort delkonklusion for hver af de gennemgåede ordninger. Disse delkonklusioner danner grundlag for den afsluttende, samlede konklusion i afsnit 5.1, og opsummeringerne i Tabel 9, Tabel 10 og Tabel 11; herunder betragtninger ift. dødvægteffekten.

4.1 Kravet om flere afgrødekategorier

Som det fremgår af Bilag I (afsnit 7.1) er formålet med det grønne krav om flere afgrødekategorier: "at skabe diversitet i landskabet samtidig med at der er mulighed for miljømæssige fordele og især forbedring af jordkvaliteten". Kravet betyder, at bedrifter på 10-30 ha skal have mindst 2 afgrødekategorier, mens bedrifter over 30 ha skal have mindst 3 afgrødekategorier. Da dette krav efter danske forhold må betegnes som ret lempeligt, vurderes dette krav at have haft en ret begrænset, om end positiv indvirkning på landbrugsbedrifternes afgrødesammensætning, svarende til opgørelserne i Figur 2 og Afsnit 7.3. Dertil kommer, at økologiske bedrifter, og bedrifter under 10 ha er undtaget kravet, men som det fremgår af Bilag III (afsnit 7.3) og diskussionen i økologiafsnittet (kapitel 4.4.2) kan afgrødediversiteten også påvirkes positivt ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug.

Definitionen af en afgrødekategori fremgår af Bilag III (afsnit 7.3). Som det fremgår defineres afgrødekategorier som hovedregel af afgrødens systematiske tilhørsforhold, og generelt udgør en planteslægt en kategori. Der er dog visse undtagelser: Vinter- og vår-afgrøder af samme slægt, fx vårraps vs. vinterraps eller vårhvede vs. vinterhvede, defineres som to forskellige afgrødekategorier. For afgrøder af korsblomst-familien (fx raps, kål og sennep), natskyggefamilien (kartofler og tomat) og græskarfamilien (fx melon og agurk) defineres hver art som en afgrødekategori. Græs er en samlet afgrødekategori, dog defineres frøgræs, kløver og lucerne i renbestand som tilhørende forskellige kategorier. Brak er ligeledes én afgrødekategori, der omfatter slåningsbrak, blomsterbrak, MFO-slåningsbrak og MFO-blomsterbrak.

Totalt set har det gennemsnitlige antal afgrødekategorier i de danske støtteansøgninger jf. Tabel 2 ændret sig fra 5,3 i 2014 til 5,8 i 2017, men som det fremgår af graferne i Bilag III (Figur) er en væsentlig andel af denne fremgang korelateret med strukturudviklingen mod stadigt større bedrifter, og det faktum, at de større bedrifter i gennemsnit omfatter et større antal afgrødekategorier.

Effekter på næringsstoffer og klima

I overensstemmelse med ordningens formål (se ovenfor), kan øget afgrødediversitet bidrage til en forbedret jordkvalitet (Lal, 2015), og bidrage til afgrøde-produktionssystemets overordnede stabilitet (Davis *et al.*, 2012). Herunder kan en høj afgrødediversitet bidrage til en bedre udnyttelse af næringsstoffer og mindre udslip af klimagasser, om end disse effekter ikke vurderes at være signifikante (Dalgaard *et al.*, 2016), og vil variere meget mellem afgrøder og dyrkningspraksis (fx brug af efterafgrøder, husdyrgødning og tungt maskineri). Effekterne vil således i høj grad være knyttet til sædskiftet og ikke kun det enkelte års afgrøde-diversitet; fx kan græs i sædskiftet være en afgørende faktor, ligesom efterafgrøder har særlig stor betydning i ensidige kornsædskifter, og disse faktorer er ikke udtrykt ved de definerede krav til afgrøde-diversitet (se endvidere Taghizadeh-Toosi og Olesen 2016; Schjøning *et al.*, 2009; Ball og Douglass 2003). Der pågår i disse år omfattende forskning på feltet, men med den nuværende viden er en nærmere kvantificering af effekten ved øget afgrødediversitet ikke mulig i nærværende rapport.

Effekter på biodiversitet

Teoretisk set kan øget afgrødediversitet forbedre agerlandets biodiversitet, idet en øget diversitet i plantedækket kan give mere forskelligartede levevilkår og dermed forøge faunadiversiteten. For mange bestøvende insekter såvel som naturlige fjender til skadevoldere er det konkrete valg af afgrøder inkl. brak afgørende for de eventuelle biodiversitetsforbedringer (Strandberg *et al.*, 2015). Afgrøder, der er insektbestøvede, har betydning som fødegrundlag for bier, svirrefluer og andre blomsterbesøgende insekter, og jo hyppigere afgrøder som raps, kløver, hør og olieræddike indgår i sædskifterne, des mere understøttes tilstedeværelsen af bestøvende insekter. Man skal dog være opmærksom på, at mængden af egnede redesteder for vilde bier kan virke begrænsende på den gavnlige effekt af blomstrende afgrøder, idet marker i omdrift er uegnede som redesteder. Enårige afgrøder understøtter generelt ikke mange arters behov for en hel livscyklus, og der er behov for levesteder i nærheden til overvintring mv. Øget afgrødediversitet kan særligt gavne de arter, der i forvejen er vidt udbredte, og ikke de specialiserede og mere sjældne arter. Markfladen er uanset en let forhøjet afgrødediversitet ikke noget godt levested for svampe, som hovedsagelig vil bestå af diverse mikrosvampe og få storsvampe som nedbrydere af afgrøderest.

Jordbehandling, planteværn, markstørrelse og forekomsten af småbiotoper forventes at have større betydning for forekomsten af fugle og pattedyr end afgrødediversitet (Geiger *et al.*, 2010), som i sig selv vurderes at have en meget lille betydning for diversiteten af fugle og pattedyr. Reduceret jordbehandling og tilbageførsel af afgrøderest til jordoverfladen skaber grobund for en høj diversitet af regnorme og overfladelevende leddyr, fx insekter, som igen kan skabe grundlag for forekomst af insektædende dyr og fugle. Økologisk jordbrug har ligeledes en positiv om end varierende betydning for biodiversitet (Bengtsson *et al.*, 2005, Tuck *et al.* 2014).

De primære drivkræfter for jordbundens mikrobiodiversitet er tilstedeværelsen af fødemængder og levesteder – "kost og logi". Selvom enkelte afgrødetyper i særlige tilfælde kan være gavnlige for specielle arter, er der ikke en tydelig sammenhæng mellem selve afgrødearten og jordbundens biodiversitet. Det er i højere grad

afgrødens egenskaber som eksempelvis mængden af top- og rodbiomasse, der er afgørende for tætheden af jordbundsorganismer. Således er afgrødekategorier med udlæg, vinterafgrøder, og flerårige afgrøder, der ikke årligt kræver jordbearbejdning (Demšar *et al.*, 2006), generelt mere gunstige for jordbundens biodiversitet end vårafgrøder med lavere biomasseudbytte og jordbearbejdning i forårsperioden hvor væksten for alvor starter. Dyrkningsfaktorer som efterladte planterester og jordbearbejdning er altafgørende for jordbundsfaunaen (Briones og Schmidt 2017; Demšar *et al.*, 2006).

Delkonklusion:

Overordnet set har kravet om flere afgrødekategorier en estimeret ubetydelig effekt ift. næringsstoffer og klima, men en potentiel gavnlig effekt på bestøver-diversiteten i jordbruget. Kravet om forøgelse af afgrødediversiteten forventes kun at have en begrænset effekt på svampe, jordbundsdyr, fugle og pattedyr. Denne ordning er afgrænset til de konventionelt drevne omdrifts-arealer, der dog udgør størstedelen af det danske landbrugsareal. Derimod vedrører ordningen ikke de arealer der er udenfor omdriften (dvs. afgrødediversiteten i forbindelse med flerårige afgrøder,), eller de økologiske bedrifter.

4.2 Kravet om opretholdelse af permanent græs

Ifølge EU-kommissionen (2014a, b) er de grønne krav om opretholdelsen af permanente græsarealer i de udpegede MSO-områder defineret af miljøhensyn, særligt med fokus på kulstoflagring og beskyttelse af jordbund og biodiversitet. Udviklingen i de permanente græsarealer fremgår af Tabel 7, Tabel 2 og Figur 3 (se desuden den officielle definition af permanent græs i Apoendix III, afsnit 7.3).

Effekter på næringsstoffer og klima

Kvælstofudvaskningen fra græsmarker er, bl.a. pga. en længere vækstsæson, generelt langt lavere end for korn og andre sædskifteafgrøder. Det gælder især for græsmarker der ikke omlægges, herunder arealer under landdistriktsprogram-ordningen 'Pleje af græs- og naturarealer'. For kløvergræs angiver Eriksen *et al.* (2004) udvaskningen til ca. 10-20 kg N/ha, uafhængig af græsmarkens alder, og for en 4-5 år gammel rajgræsmark var udvaskning tilsvarende 12-20 kg N/ha/år ved et gødningsniveau på 300 kg handelsgødning-N/ha. Til sammenligning estimerede Jensen *et al.* (2016) udvaskningen fra vinterhvede på vandede sandjorde og på lerjorde til hhv. 79 kg N/ha/år og 69 kg N/år, og til sammenligning var udvaskningen fra silomajs hhv. 103 kg N/ha/år og 81 kg N/ha/år.

For græsmarker er udslippet af lattergas tilsvarende mindre, og ophobningen af kulstof i jord øges. Olesen *et al.* (2016) har således estimeret reduktionen i netto udledningen af drivhusgasser til mellem 0,6-3,3 t CO₂-eq/ha/år ved omlægning til kløver-græs eller rajgræs i stedet for majs – mest ved kløvergræs, hvor der tilføres begrænset mængde N gødning og hvor lattergasemissionen derfor er lav. (se detaljer i Dalgaard *et al.*, 2016).

Udledning af fosfor til vandmiljøet kan i princippet foregå ad to veje, enten via overfladeafstrømning på skrående arealer eller via udvaskning. Permanent græsdekke er generelt en effektiv beskyttelse mod overfladisk tab på erosionstruede arealer. Da der ikke foreligger oplysninger om, hvor i landskabet permanente græsarealer er blevet implementeret, kan effekten ikke vurderes. I betragtning af de små ændringer af landets permanente græsarealer siden implementeringen af CAP reformen (Figur 3), forventes effekten på overfladisk tab af næringsstoffer dog at være lille (se også Dalgaard *et al.*, 2016). Omlægning til permanent græs forventes ikke at have en nævneværdig effekt på fosforudvaskning til dræn eller det øverste grundvand, hvis markens dræningstilstand ikke ændres. Dette skyldes, at fosfortab via udvaskning sker fra jordpuljen, som ikke ændres i forbindelse med etableringen af permanent græs. På områder med høj risiko for fosfortab kan der tilskrives en meget beskeden positiv, men ikke kvantificerbar, effekt på fosfortabet ved at reducere på hvor tit græsmarker omlægges, idet fosformobilisering under omlægning reduceres (Eriksen *et al.*, 2014).

Effekter på biodiversitet

Permanent græs er en "halvkultur" afgrøde, der, særligt hvis jordbunden sjældent omlægges, minder meget om "naturlige græsarealer", og derved i sin landskabsform leverer en række vigtige økosystemtjenester inkl. infiltrationsevne via bioporer, som er et bidrag fra regnormefaunaen. Permanente græsarealer kan således have en artsrig jordbundsfauna, men opnåelse af dette afhænger af hyppigheden af eventuelle omlægninger (græs til græs), der reducerer den gavnlige effekt. Værdien afhænger i høj grad af hvilke plantearter, der udsås – om det fx kun er græsser eller om det er kløver, der kan levere nektar og pollen. Omlægning har desuden indirekte betydning for diversiteten af fx bestøvende insekter, idet permanent græs er signifikant og positivt korreleret til diversiteten af fødeplanter (Eriksen *et al.*, 2014). Flora- og bestøver-diversitet er desuden afhængig af en ekstensiv drift af græsarealerne dvs. et eller få slæt pr. år, evt. kombineret med afgræsning, og ingen eller meget lavt gødskningsniveau, idet højere gødningsniveauer favoriserer få konkurrencesterke plantearter. Desværre har vi ikke nok viden om, hvor ofte ordningens permanente græsarealer i Danmark omlægges, da definitionen på vedvarende græs blot er, at der er dyrket græs i mere end 5 år, og det kan i princippet være omlagt med jævne mellemrum. Hvis arealet samtidig er under løbende 5-årige tilsagn under græsplejeordningen (se afsnit 4.4.1), gælder det dog at arealet ikke må pløjes.

Delkonklusion:

I betragtning af de små ændringer af landets permanente græsarealer siden implementeringen af CAP reformen forventes effekten på overfladisk tab af næringsstoffer samt biodiversitet at være lille.

Et evt. øget areal med permanent græs på tidligere omdrifts-arealer ville dog kunne have en stor positiv effekt ift. reduceret kvælstoftab og klimapåvirkning, bl.a. gennem opbygning af kulstof i jorden, og særligt hvis omlægningen heraf begrænses. Permanent græs, der ikke omlægges, har desuden en positiv effekt ift. biodiversitet.

4.3 Miljøfokusområde (MFO) ordningerne

Ifølge gældende regler skal bedrifter med mere end 15 ha omdriftsareal have et areal svarende til 5 pct. af omdriftsarealet som MFO for at kunne få udbetalt grønningstillægget (Miljøfokusområde, Landbrugsstyrelsen, 2017a). Bedrifter med store græsarealer kan være undtaget bestemmelserne, ligesom økologiske bedrifter generelt ikke er omfattet af de grønne krav. Tabel 4 viser de elementer, der i 2017 kunne anvendes som MFO samt den vægtningsfaktor, der var gældende i samme periode.

Tabel 4. Elementer og vægtningsfaktor til dækning af MFO-krav (Landbrugsstyrelsen, 2017a).

MFO-type	Vægningsfaktor
Frivillige MFO-randzoner	1,5
GLM-landskabselementer	1,0
MFO-slånings- og blomsterbrak	1,0
MFO-lavskov	0,3
MFO-efterafgrøder og MFO-græsudlæg	0,3

Med vedtagelsen af Fødevarer- og Landbrugspakken i december 2015 (Miljø og Fødevarerministeriet, 2015) blev der gennemført ændringer i muligheden for at anvende virkemidler både som MFO og som pligtige efterafgrøder. Ændringerne betød, at brak, lavskov eller randzoner anvendt som MFO, ikke længere ville kunne anvendes som alternativ til det nationale efterafgrødekrav. Initiativet blev i Fødevarer- og Landbrugspakken vurderet til at give en reduktion på 1.197 t kvælstof i 2016 og 867 t kvælstof i de efterfølgende år (se også afsnit 4.3.4).

4.3.1 Braklægning

Braklægning udmøntes i EU's landbrugspolitik under enkeltbetalings- og grundbetalingsordningerne (EB/GB) og som miljøfokusområde (MFO-brak, slåningsbrak og blomsterbrak).

Effekter på næringsstoffer og klima

Arealet med brak under EB/GB var ifølge Tabel 3 (Bilag 1) på 16.174 ha i 2014 men faldt til 4.222 ha i 2015 og yderligere til 3.151 ha i 2017. Samtidigt steg arealet anmeldt med MFO-brak og MFO-slåningsbrak til 26.986 ha i 2017 (Tabel 3, Bilag 1). Netto er der altså sket en stigning i arealet med MFO-brak og slåningsbrak på ca. 14.000 ha, når det samlede areal med brak i 2017 på 30.137 ha (3.151 + 26.986 ha) sammenholdes med brakarealet i 2014. Med en antaget udvaskningsreducerende effekt på <60 kg kvælstof pr. ha (Tabel 3, Bilag 1) svarer dette til en samlet reduktion i den årlige udvaskning på op til 840 t kvælstof. En meget beskeden og ikke kvantificerbar reduktion i fosfortabet vil ske i det omfang braklægningen har fundet sted på arealer med risiko for fosfortab. Effekten er primært knyttet til, at der på braklagt jord ikke mobiliseres fosfor via jordbearbejdning (Eriksen *et al.*, 2014).

Ud over MFO-brak og MFO-slåningsbrak blev der i 2016 mulighed for at anlægge MFO-blomsterbrak. I 2016 blev der anmeldt et areal med MFO-blomsterbrak på 547 ha, som steg til 1.289 ha i 2017 (Tabel 3, Bilag 1). I samme tabel er effekten af MFO-blomsterbrak på kvælstofudvaskning angivet som ikke nævneværdig/ukendt og er derfor ikke kvantificeret. Blomsterbrak forventes ikke at have reducerende effekt for fosfortabet, hvis der foretages jordbearbejdning årligt.

Både MFO-brak, MFO-slåningsbrak og MFO-blomsterbrak angives i Tabel 3 (Bilag 1) at svare til 2,9 t CO₂-ækvivalenter pr. ha. Med et samlet øget areal med brak på ca. 15.000 ha ville CAP-reformen ved anvendelse af denne effekt have bidraget med ca. 44.000 t CO₂-ækvivalenter. Effekten angivet i Tabel 3 (Bilag 1) er dog betydelig højere end i Virkemiddelkataloget (Olesen *et al.*, 2014), hvor effekten af kortvarig brak er estimeret til 1,25-1,60 og 1,20-1,55 CO₂-ækvivalenter for hhv. sand- og lerjorde, hvilket er et udtryk for den ret store usikkerhed og effekt af forskellige antagelser i sådanne opgørelser. Klimaeffekten ville ved anvendelse af disse estimer kun svare til omkring halvdelen af de 44.000 t CO₂-ækvivalenter, der kan beregnes på baggrund af Tabel 3 (Bilag 1).

Effekter på biodiversitet

CAP13+ har medført, at brakarealet er steget fra 16.174 ha i 2014 til næsten det dobbelte i 2017 (31.426 ha, jf. Tabel 2). I 2017 er det braklagte areal altovervejende slåningsbrak, med mindre andele EB/GB- og blomsterbrak. Braklægningsstypen har stor betydning for effekterne på agerlandets biodiversitet. Således har Toivonen *et al.* (2013, 2015, 2016 og 2018) i Finland gennemført undersøgelser af fire forskellige typer af brak på forskellige grupper af biodiversitet. For alle braktyperne viste undersøgelserne, at effekten på biodiversitet er størst i et varieret landskab. Endvidere er der forskel på, hvilke grupper af biodiversitet de forskellige typer af brak har positiv effekt på.

Slåningsbrak: Effekten af slåningsbrak på biodiversitet afhænger af, hvordan slåningen praktiseres. I udgangspunktet må det ikke slås mellem 1. maj og 31. juli af hensyn til vildtet, hvorimod det for at opfylde aktivitetskravet skal slås mellem 1. august og 15. september (Landbrugsstyrelsen, 2018b). Fra 2018 er der dog mulighed for, at slåningen kan foregå i april (Forårsslåning, Landbrugsstyrelsen 2018d). Slåningsbrak vurderes generelt positivt for agerlandets biodiversitet, da der ikke er krav om årlig pløjning. Slåning i den sidste del af perioden fra 1. august og 15. september formodes at resultere i den største biodiversitetsgevinst, da der sikres blomstring i en længere periode til gavn for pollen og nektarsøgende insekter (Elmeros *et al.*, 2014). Toivonen *et al.* (2016) fandt, at flerårig brak med græs var særligt positivt for sommerfugle, og placeret som stribet tilknytning til afgrøder kunne det fungere som opformeringsområde for nyttedyr, fx til bekæmpelse af bladlus (Toivonen *et al.*, 2018).

Blomsterbrak: Da blomsterbrak er et nyt virkemiddel med virkning fra 2016, findes der endnu ingen direkte undersøgelser af, hvordan blomsterbrak påvirker naturindholdet. Bruus *et al.* (2016) konkluderer for blomsterbrak, at de eksisterende "blomsterbrakblandinger" især skaber yngle- og fødehabitat for markvildarter, men

mangler diversitet og længere sammenhængende blomstring for at understøtte en diversitet af blomsterbesøgende insekter. Ifølge de gældende regler skal brakarealet omlægges hvert år ved mekanisk jordbehandling. Dette er problematisk for en række af de insekter, som kan have gavn af vilde danske plantearter, idet de overvintrer som larver i vegetationen og næste generation går tabt i forbindelse med pløjningen. Ved pløjning og ny såning af en mark med rødkløver eller kællingetand vil der eksempelvis være risiko for at udrydde rødlistede arter som femplettet og seksplettet køllesværmer eller eng-blåfugl, idet disse arter netop bruger de to græslandsurter som værtsplanter og har overvintrende larver (Henriksen og Kreuzer, 1982; Newland *et al.*, 2013). Pløjning kan også destruere reder af jordboende bier. Set i det lys kan det ikke anbefales at udså flerårige vilde danske plantearter under denne braklægningsordning, selvom disse klart har større biodiversitetsværdi end enårige arter. En løsning på denne udfordring kunne være, at 10 % af det braklagte areal hvert år friholdes fra pløjning, således at eventuelt overvintrende arter ville overleve til næste generation. Ifølge Toivonen *et al.* (2016) er det vigtigt med årlig genetablering af blomsterplanterne for effekten på humlebier, da dette sikrer blomsterressourcer. Dette kan muligvis sikres ved en mere overfladisk jordbearbejdning end pløjning evt. i sammenhæng med, at dele af arealet friholdes for jordbearbejdning, men det mangler at blive undersøgt. Steffan-Dewenter og Tschardt (2001) fandt i et 5 årigt studie, at antallet af bestøvere forøgedes over tid på brak uden jordbehandling med en top i andet år og det maksimale antal på gamle enge, og at det første år var det overvejende almindelige generalistarter som indfandt sig på brakarealet. Hvis det ikke er muligt at ekstensivere jordbearbejdningen og friholde delarealer for jordbearbejdning er det et bedre alternativ at etablere flerårige vegetationer ved at lade blomsterbrak overgå til slåningsbrak.

Bestøverbrak: Der er fra 2018 indført et nyt virkemiddel "bestøverbrak" som ligner blomsterbrak, dog med krav om en blanding af nektar- og pollenproducerende plantearter, med mindst tre forskellige arter per kvadratmeter. I marker med bestøverbrak er det tilladt at opstille bistader til honningproduktion. Bortset fra ovennævnte er betingelserne for bestøverbrak og blomsterbrak ens, herunder ift. konsekvenserne af den gennemførte jordbehandling. Det vurderes, at biodiversitetseffekterne ved bestøverbrak nok vil være lidt højere end ved blomsterbrak (Bruus *et al.*, 2018), idet en øget diversitet af fødeplanter alt andet lige vil understøtte en mere alsidig bestøverfauna. For at opnå den bedste biodiversitetseffekt af blandingen, bør den bestå af arter, som understøtter forskellige typer af bestøvere, dvs. såvel honningbier som vilde bier, sommerfugle og svirrefluer (Bruus *et al.*, 2018). Adgang til pollen og/eller nektar i hele eller en del af livscyklus er også afgørende for mange naturlige fjender til skadevoldere. Det gælder fx bladlösspecialisterne snyltehvepse, guldøjer og svirrefluer, der kun er rovlevende som larver, men i voksenstadiet lever af pollen og/eller nektar. Også for andre naturlige fjender som edderkopper, rovmidler og rovtæger er adgang til pollen vigtig især i perioder med mangel på byttedyr (Sigsgaard 2009).

Blomsterbrak efterfulgt af slåningsbrak: Bruus *et al.* (2016) vurderer det generelt positivt for naturindholdet, når blomsterbrak efterfølges af slåningsbrak, da det herved undgås at jordbearbejde brakarealet.

Det er ikke muligt præcist at kvantificere effekter af MFO-slåningsbrak og MFO-blomsterbrak på biodiversitet. Det skyldes, at effekterne afhænger af den måde braklægningen udføres i praksis. Varigheden af braklægningen samt timingen af slåning og jordbearbejdning er af afgørende betydning for, hvilken biodiversitetseffekt der opnås, og Bruus *et al.* (2016) vurderer således, at det er problematisk for biodiversiteten, at braklægningen kan ændres til etablering af vintersæd, med anvendelse af sprøjtning og jordbearbejdning. I forhold til almindelig markdrift med årlige omlægninger af afgrøder er forventningen, at braklægning, uanset hvordan den udføres, vil have en lille positiv effekt på biodiversiteten i agerlandet. Det bedste resultat opnår man ved at undgå omlægning, hvilket kan ske ved at gå fra blomsterbrak til slåningsbrak med flerårig vegetation. Således er flerårige tokimbladede arter bedre værtsplanter for bestøvere (fx humlebier) end enårige arter (Pywell *et al.*, 2005). For blomsterbrak er forventningen, at effekten på biodiversitet vil ligne effekten af økologisk dyrkning, dvs. en gennemsnitlig 30% biodiversitetsgevinst relativt til konventionelt jordbrug (Bengtsson *et al.*, 2005; Tuck *et al.* 2014; Strandberg *et al.*, 2015). Til fordel for blomsterbrak i forhold til økologisk dyrkning tæller, at der ikke er høst og renholdelsesaktivitet, men dog en årlig omlægning. Det tæller ned, at kontinuiteten på det enkelte areal kan være meget kort, da området til enhver tid kan indgå i omdriften igen, og vi ved netop fra økologisk jordbrug, at den fulde biodiversitetsgevinst specielt i markomgivelserne er mange år om at indfinde sig (Andersen *et al.*, 2015; Dalgaard *et al.* 2016). Den optimale biodiversitet på områderne opnås kun hvis jordbearbejdning udelades og slåning udføres under hensyntagen til biodiversiteten (Underwood og Tucker, 2016). Dette er ikke tilfældet med de nuværende regler for MFO-brak.

Blomsterbrak efterfulgt af slåningsbrak vurderes igen lidt bedre end slåningsbrak, da det forventes, at de udsåede blomster i en periode vil udgøre en vigtig fødekilde for pollen og nektarsøgende insekter.

Sammenlignet med jord i omdrift er brak relativt uforstyrret og ikke påvirket af jordbehandling, gødskning og planteværn i den periode braklægningen dækker. Disse forhold er specielt positive for diversiteten af dyr i agerlandet, og i mindre grad positiv for planter og svampe som formentlig er længere tid om at indfinde sig.

Delkonklusion:

Slåningsbrak har en stor N-tabsreducerende effekt, mens effekten af blomsterbrak er ukendt, men vurderes som ubetydelig. Begge braktyper har en positiv klimaeffekt. Relativt til omdriftsjord er effekten på biodiversiteten potentielt positiv, specielt for faunaen, hvor blomsterbrak udmærker sig ved at tilbyde ressourcer for bestøvere og andre blomstersøgende insekter fx naturlige fjender til skadedyr. Den positive effekt af reduceret jordbearbejdning fremmes særligt af blomsterbrak efterfulgt af slåningsbrak.

4.3.2 Lavskov

Lavskov indgår under enkeltbetalings- og grundbetalingsordningerne og som miljøfokusområde (MFO). Arealer med lavskov kan anvendes som MFO, hvis de overholder betingelserne for grundbetaling til lavskov (Landbrugsstyrelsen, 2017a). Yderligere gælder, at hvis lavskov anmeldes som MFO, må der ikke anvendes plantebeskyttelsesmidler i det aktuelle kalenderår, mens der gerne må tilføres gødning. Som det fremgår af Tabel 4, var vægtningsfaktoren for MFO-lavskov i 2017 0,3.

Effekter på næringsstoffer og klima

Arealet med lavskov under EB/GB har ifølge Tabel 3 (Bilag 1) udvist en faldende tendens fra 9.250 ha i 2014 til 8.603 ha i 2017, mens arealet indmeldt som MFO-lavskov er faldet fra 5.129 ha i 2015 til 3.692 ha i 2017. Netto har der altså været tale om et fald i arealet med MFO-lavskov i den pågældende periode på 647 ha. CAP-reformen har derfor tilsyneladende ikke betydet et væsentligt ændret areal med lavskov, og totalt set kan reformen mht. lavskov kun forventes at have medført mindre effekter i forhold til miljø og klima. Dog må det bemærkes, at det kun er det under CAP'en anmeldte lavskovsareal, der indgår i opgørelsen, og man kan således godt forestille sig, at nogle af de lavskovsarealer, der blev anmeldt i den første del af perioden, stadig findes i virkeligheden, men blot ikke længere anmeldes under CAP'en.

Effekter på biodiversitet

MFO ordningen har isoleret set ført til et areal med lavskov, hvor hovedparten er energipil og energipoppel, men jf. ovenstående opvejes dette af det forsvundne lavskovsareal tilmeldt EB/GB ordningen, hvorved arealet med lavskov stort set har været uændret i perioden 2014-2017. I vurderingerne af biodiversitetseffekterne antages, at lavskov primært består af plantninger af energipil eller -poppel på lavbundsjorder, og at vedplanterne høstes/stævnes med få års mellemrum. Sammenlignet med konventionelt dyrket jord er etablering af lavskov generelt positivt for biodiversiteten, da jordbearbejdning og pesticidanvendelse ikke må finde sted og da især pil har en lang række insektarter knyttet til sig. En undersøgelse i Wales har vist, at energipil med 2-årig hugstperiode udgjorde et positivt bidrag til flora- og fuglediversitet i forhold til græssede marker (Fry & Slater, 2009). På veldrænede jorder forventes etableringen af lavskov at udgøre et bedre bidrag til biodiversiteten end etablering af en tør græsmark. Dette falder godt i tråd med Baum *et al.* (2009b) som konkluderede, at det vil være positivt med etablering af energiafgrøder som pil og poppel på dyrkede marker og brakområder, medens de ikke anbefalede det på lavbundsjorder langs vandløb og søer. Ifølge Baum *et al.* (2009a) er der generelt en positiv effekt af pil og poppel i forhold til jordbundens biodiversitet, selv om dette ikke gælder alle artsgrupper, eksempelvis biller der lever på jordoverfladen (Schulz *et al.*, 2009). På lavbundsjorder vil etablering af græsningseng være et bedre alternativ for biodiversiteten.

Det største bidrag til biodiversiteten gennem etablering af MFO lavskov opnås ved etablering af lavskov som en flerartskultur af hjemmehørende arter på veldrænet dyrkningsjord. Ejrnæs *et al.* (2014) vurderede således, at lavskovens værdi som levested for arter stiger med omdriftstiden mellem stævningerne, antallet af

hjemmehørende og insektbestøvede vedplantearter og ved efterladelse af overstandere, som får lov at udvikle sig til gamle træer.

Delkonklusion:

Arealet med lavskov har stort set været uændret i perioden 2014-2017, og har derfor kun haft lille effekt på næringsstoffer, klima og biodiversitet. Teoretisk kan lavskov dog have en betydelig positiv effekt ift. kulstoflagring og en noget mindre, positiv effekt ift. reduktion af næringsstofftab og ift. biodiversitet.

4.3.3 Randzoner

Randzoner indgår under enkeltbetalings- og grundbetalingsordningerne (EB/GB) og som MFO.

Effekter på næringsstoffer og klima

Arealet med randzoner under EB/GB udgjorde 88 ha i 2014 og faldt til 69 ha, 35 ha og 0 ha i henholdsvis 2015, 2016 og 2017 (Tabel 3, Bilag I). Tilsvarende udgjorde MFO-randzone arealet i 2017 2.272 ha. Den samlede ændring i arealet med randzoner udgjorde således 2.184 ha fra 2014 til 2017 (i 2015 var der et væsentligt højere randzoneareal på i alt 15.575 ha, men dette kan henføres til den daværende randzonelov, som ikke er en del af CAP'en. I 2016 og 2017 var randzoneloven ophævet, og man kunne derfor argumentere at hele randzonearealet dette år kunne henføres til CAP13+, men dette ville ikke give en væsentlig ændret arealopgørelse af ændringen i randzonearealet). Størrelse af en reduceret kvælstofudvaskning er afhængig af, hvad arealanvendelsen ændres til. I Virkemiddelkataloget (Eriksen *et al.*, 2014) angives en effekt på 37-74 kg N/ha ved omlægning fra jord i omdrift til vedvarende græs, og 0,04-0,4 kg P/ha/år under forudsætning af, at randzonerne ikke høstes. Ydermere angive en samlet klimaeffekt af randzoner på 1,64-1,71 ton CO₂-ækv/ha/år på mineralsk jord og 4,4 ton CO₂-ækv/ha/år på organisk jord.

Effekter på biodiversitet

Overgangen mellem økosystemer er generelt biodiversitet hotspots og overgangen mellem ferskvandssystemer og terrestriske, også kaldet den ripariske zone, er under naturlige forhold karakteriseret ved relativt høj artsrigdom af planter såvel som dyr og understøtter mange økosystemfunktioner (Nilsson and Svedmark, 2002). Artsrigdommen af planter i det terrestriske og det akvatiske miljø understøttes af forskellige processer. I terrestriske økosystemer øges artsrigdommen til en vis grænse med graden af forstyrrelse (fx græsning) og faldende tilgængelighed af næringsstoffer, mens plantediversiteten i ferskvandssystemer ofte øges med øget næringsstofftilgængelighed op til mesotrofiske forhold, hvorefter artsrigdommen falder igen (Hillebrand *et al.*, 2007). De mest sjældne arter optræder dog oftest først ved lave næringsstofniveauer, da det er så sjældent forekommende. Den største effekt for natur og biodiversitet opnås hvor randzonen bidrager til at udvide og beskytte overgangszonen mellem mark og tilgrænsende vandløb eller sø. Randzonerne vil kunne bidrage til at forbedre forholdene for de planter og dyr, der lever i overgangen mellem land og vand, blandt andet de vandinsekter, der har et voksent stadium på land. Dermed kan randzonen også have stor betydning for den økologiske tilstand i de ferske økosystemer.

Forvaltning af randzonen fx i form af græsning eller høslæt (med fjernelse af den overjordiske biomasse) vil have stor betydning for dens værdi for biodiversiteten. Sarneel *et al.* (2014) fandt, at frø i gødningen fra græssende dyr og fugle (herbivori) virkede begrænsende på udbredelsen af en divers flora i den ripariske zone og medvirkede til en uheldig, skarp afgrænsning mellem terrestriske og akvatiske økosystemer. Opvækst af træer i vandløbsnære randzoner kan bidrage til at sænke temperaturen i vandløbet og dermed skabe bedre levedmuligheder for fx ørred og vandinsekter (Friberg, 1998; Sand-Jensen *et al.* 2006). Uforstyrrede, fugtige pilekrat kan blive meget artsrige i forhold til insekter (Ejrnæs, 2018).

I næringsrige randzoner kan fjernelse af biomasse ved høslæt på sigt føre til en nedbringelse af næringspuljen i jorden og dermed også et forbedret naturindhold. På tidligere landbrugsarealer er det øverste jordlag – det tidligere pløjelag – tilført store mængder næringsstoffer. Her vurderes, at fjernelse af biomasse vil være særligt effektivt til at reducere jordens næringsstofpulje og modvirke dominans af almindelige højstaudearter tilknyttet næringsrige levesteder (f.eks. stor nælde, burre snerre, lodden dueurt) og give mere lyskrævende engarter mulighed for at etablere sig samtidig med, at arter, der trives bedre ved lavere næringsstofniveauer, med tiden vil kunne etablere sig. Hvis fosforpuljen i jorden er stor tager det årtier at udpine jordbunden tilstrækkeligt til at begunstige de naturlige græslandsarter. Således har man i et belgisk studie beregnet, at det vil tage 40 år at nedbringe fosforindholdet i de øverste 10 cm af jordbunden (og 118 år i de øverste 30 cm) til et niveau, der svarer til referencetilstanden for tørt Nardus-græsland (Schelfhout *et al.* 2017). Der eksisterer kun begrænset viden om, hvornår og hvor ofte der skal laves høslæt for at optimere effekten på naturindholdet, men det vurderes, at gevinsterne for råvildt, fugle, vilde bier og andre blomsterbesøgende insekter er størst ved slåning af brakarealer sidst i vækstsæsonen (Elmeros *et al.* 2014). Nedbringelsen af mængden af næringsstoffer er til gengæld mest effektiv ved gentagne høslæt, omkring det tidspunkt, hvor planterne, og dermed mængden af næringsstoffer bundet i plantebiomassen, er størst. I næringsrige områder vil en hyppigere slåning i de første år øge næringsstoffjernelsen fra områderne og på sigt kunne give større naturgevinster. Dog kan det tage mange år at nedbringe den næringsstofpulje (særligt fosfor), som er i agerjord til et niveau, der øger de nøjsomme plantearters konkurrenceevne i forhold til højstaudearterne.

Randzonen kan direkte medvirke til at reducere pesticidbelastningen af tilstødende vandløb og søer, men også i selve randzonen kan den reducerede pesticidbelastning være gavnlig for biodiversiteten. Nylige undersøgelser har vist, at halvdelen af plantearterne i ikke-sprøjtede randzoner havde signifikant flere blomster med stigende afstand til markkanten og dermed var føderessourcerne for nektar- og pollensøgende insekter også markant forbedret (Strandberg *et al.*, in press).

Selvom lang kontinuitet generelt er afgørende for randzonens bidrag til biodiversiteten (Eriksen *et al.*, 2014), ses også positive ændringer i forhold til planternes blomstring samme år som randzonen anlægges (Strandberg *et al.*, 2013).

Delkonklusion:

Mange af de tidligere randzoner under randzonenloven er fastholdt eller udvidet i form af MFO randzoner. En del af disse randzoner ville antagelig være bibeholdt, også uden MFO-ordningen, og derved tælle som dødvægt.

Randzoner på kanten af de dyrkede marker kan, afhængig af deres placering, have en betydelig positiv effekt på reduktion af næringsstofftab og en øget biodiversitet, både i randzonen selv og via en beskyttelse af vandmiljøet.

4.3.4 Efterafgrøder og græsudlæg

Efterafgrøder, der består af blandinger indeholdende godkendte pligtige efterafgrøder, og som efterfølges af en vårsået afgrøde er anerkendt både som MFO-efterafgrøde og pligtige efterafgrøder (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017a). Udlæg af græs og kløvergræs i en hovedafgrøde kan ligeledes indgå som MFO, og der stilles ikke krav om en efterfølgende vårsået afgrøde (Landbrugsstyrelsen 2017a).

Effekter på næringsstoffer og klima

Der skal efter nugældende regler etableres 14 pct. pligtige efterafgrøder af efterafgrødegrundarealet, hvis der er udbragt husdyrgødning eller anden organisk gødning, svarende til mindst 80 kg kvælstof pr. ha harmoniareal eller derover (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017b). Ved udbringning af husdyrgødning eller anden organisk gødning med mindre end 80 kg kvælstof pr. ha harmoniareal er kravet 10 pct. efterafgrøder. I en bedrifts efterafgrødegrundareal indgår det areal, der dyrkes med bl.a. korn, raps og etårige afgrøder uden kvælstofoptagelse om efteråret i høståret (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017b).

Pligtige efterafgrøder kan indgå som MFO med en vægtningsfaktor på 0,3 (Tabel 4), og det fremgår af Tabel 3 (Bilag 1), at mange ansøgere, siden MFO blev indført i 2015, har valgt at opfylde deres MFO-krav i form af pligtige efterafgrøder etableret som blandinger. På den enkelte ejendom kan der dog være forskel på, i hvilket omfang pligtige efterafgrøder samtidigt dækker kravet til MFO. Dette vil bl.a. afhænge af, om bedriften er omfattet af krav om 10 eller 14 pct. pligtige efterafgrøder. Ligeledes gælder, at der med vedtagelsen af Fødevare- og Landbrugspakken i december 2015 (Miljø og Fødevareministeriet, 2015) blev gennemført ændringer i muligheden for at anvende virkemidler både som MFO og som pligtige efterafgrøder. Ændringerne betød, at brak, lavskov eller randzoner anvendt som MFO, ikke længere ville kunne anvendes som alternativ til det nationale efterafgrødekrav. Initiativet blev i Fødevare- og Landbrugspakken vurderet til at give en reduktion på 1.197 t kvælstof i 2016 og 867 t kvælstof i de efterfølgende år (Miljø og Fødevareministeriet, 2015).

Det er muligt at anmelde flere marker på en bedrift med MFO-efterafgrøder og først senere tage stilling til, hvilke marker der reelt skal sås MFO-eftergrøder på (Landbrugsstyrelsen, 2017a). Det har bevirket, at der indmeldes langt mere MFO, end der som minimum er brug for, og det er især MFO-græsudlæg og MFO-

efterafgrøder, der trækker arealet op (Landbrugsstyrelsen 2017b). Som det fremgår af Tabel 3 (Bilag I) antages mange ansøgere at opfylde deres MFO-krav ved at anvende de samme arealer, der alligevel skulle udlægges som pligtige efterafgrøder efter plantedækkebekendtgørelsen. Hvis efterafgrøderne etableres som en blanding af pligtige efterafgrøder lever arealet op til reglerne om MFO-efterafgrøder. Ud fra dette, vil det i forhold til situationen før indførelsen af MFO alene være tale om, at efterafgrøderne består af blandinger frem for enkelte arter, mens det samlede areal antages stort set uændret. Den udvaskningsreducerende effekt af MFO-blandinger antages at være den samme som for de arter, der indgår i blandingerne, som skal bestå af allerede godkendte arter til renbestand. Ud fra ovenstående forudsætninger må det antages, at hovedparten af de udlagte MFO-efterafgrøder vil være at betragte som dødvægt i forhold til de generelt gældende krav om pligtige efterafgrøder.

Formentlig har MFO-kravet medført, at nogle landbrugere har udlagt flere efterafgrøder end nødvendigt for ikke at risikere de forholdsvis alvorlige økonomiske konsekvenser, som manglende MFO-efterafgrøder kan medføre. Således skriver planteavlskonsulent Hanne Pontoppidan "Uanset hvordan du vælger at etablere MFO-efterafgrøderne, anbefaler vi, at du sår rigeligt, da underkendelse kan medføre store økonomiske tab (Pontoppidan, 2015). Frygten for store økonomiske tab kan derfor have medført større udbredelse af MFO-efterafgrøder end krævet. Hvis det er udbredt praksis at så rigeligt med MFO-efterafgrøder, vil det betyde, at der i år, hvor efterafgrøderne pga. klimatiske forhold lykkes godt, vil være en større udvaskningsreducerende effekt, end hvis frygten for underkendelse var mindre. Det vides dog ikke i hvor stor udstrækning landbrugere garderer sig ved at udså rigeligt med MFO-efterafgrøder.

Arealet med græs- og kløvermark i omdrift har været faldende eller stagnerende gennem en årrække (Tabel 5), og det antages derfor, at arealet med udlæg af græs- og kløvergræs har udvist samme tendenser. Den del af kategorien MFO-græsudlæg, der består af udlæg til en efterfølgende græsmark, må derfor antages generelt at udgøres af dødvægt. Det vil sige, at indførelse af kravet om MFO ikke kan forventes at have øget udlægsarealet. Hvis udlæg af græs- og kløvergræs har bidraget til at opfylde MFO-kravet, vil det, i det omfang udlægsarealet til græsmarker reduceres, skulle erstattes med andet MFO. Hvis MFO-kravet opfyldes af andre elementer med samme vægtningsfaktor som græsudlæg (Tabel 4) vil det egentlige areal med MFO være uændret. Således vil MFO-arealet være uændret ved erstatning med MFO-lavskov og MFO-efterafgrøder. Hvis et mindsket areal med MFO-græsudlæg derimod erstattes af MFO-slånings- og blomsterbrak med vægtningsfaktor 1, vil det samlede MFO-areal reduceres.

Tabel 5. Samlet dyrket areal af græs- og kløvergræs i omdrift i årene 2012-16 (udtræk fra GLR- og CAPTAS-databaserne).

	2012	2013	2014	2015	2016
Græs- og kløvermark i omdrift (ha)	329.517	326.093	316.746	254.220	254.395

Ifølge Tabel 3 (Bilag I) svarer den udvaskningsreducerende effekt af MFO-efterafgrøder og MFO-græsudlæg til 33 kg N pr. ha som vægtet gennemsnit, mens reduktionen i klimagasser svarer til 0,79-0,86 t CO₂-ækvivalenter pr. ha (dvs. summen af lattergasemissioner og kulstofbinding i jorden). Idet MFO-efterafgrøder og MFO-græsudlæg hovedsageligt må betragtes som dødvægt, kan der ikke fastsættes en egentlig effekt af CAP-reformen.

Honningurt, cikorie, græs, forskellige slægter af korn, forskellige arter af korsblomstrede afgrøder (fx olieræddike og radise) og blandinger af disse kan benyttes som efterafgrøde, og som det fremgår af det følgende med forskellig effekt.

Effekter på biodiversitet

Ligesom for andre tiltag findes der ikke danske undersøgelser af effekten af efterafgrøde på natur og biodiversitet, men der forventes ikke større effekter af efterafgrøder på agerlandets biodiversitet (Jensen *et al.*, 2013). Selv om effekten givetvis er lille, kan efterafgrøder påvirke biodiversiteten positivt på følgende måder:

Flere arter, der anvendes til efterafgrøde som fx honningurt, cikorie og olieræddike, er gode fødeplanter for bestøvende insekter og besøges af såvel bier som svirrefluer og dagsommerfugle (Eriksen *et al.*, 2014). Når planterne benyttes som efterafgrøde vil de dog i langt de fleste tilfælde blomstre så sent på året, at det er uden væsentlig betydning for insekterne, med undtagelse af svirrefluer, der ofte er talrige i oktober-november.

Længere tid med plantedække gør, at dyrkningsfladen lades uforstyrret i en længere periode end ved traditionel jordbearbejdning og anlæggelse af nyt såbed efter høst. Den længere periode med plantedække giver sandsynligvis grundlag for opbygning af større populationer af invertebrater i markens økosystem. En konklusion ift. biodiversitet kompliceres dog af, at når der anlægges nyt såbed efter høst sås sandsynligvis en vinterafgrøde, der også tjener som plantedække. Og efter den nuværende regulering må landmanden ikke pløje lige efter høst, hvis man skal dyrke en vårafgrøde efterfølgende. Så hvis man ikke har en efterafgrøde er jorden stadig bevokset med ukrudt og spildfrø, og der er forskellige datoer for tilladt pløjning afhængig af jordtype, hvilket ligeledes har forskellig effekt.

Tilførslen af organisk stof til systemet fra rødder og overjordiske dele ved efterafgrøder er betydelig, som indikeret ved en netto reduktion på 733 kg CO₂/ha opgivet af Jacobsen *et al.* (2013). Dette vil påvirke

jordbundens arter positivt både ved at øge artsantallet og populationerne af jordbundsdyr. Den største positive virkning opnås formentlig ved nedvisning, og/eller hvis tidspunktet for pløjning udskydes. Alt andet lige forventes pløjning at udgøre en større forstyrrelse af markens biodiversitet end nedvisning – også hvis nedvisning foretages ved hjælp af et herbicid, men til gengæld kan brug af pesticider være forbundet med andre ulemper, herunder for den overjordiske biota.

Fugle og pattedyr påvirkes positivt af efterafgrøder som både giver føde og muligheder for skjul i efterår og vinter. Den største effekt opnås hvis der ikke nedvisnes og jordbehandling udsættes til der skal ny afgrøde i jorden

Delkonklusion:

Efterafgrøder og græsudlæg som MFO består hovedsageligt af dødvægt, hvorfor effekten på næringsstoffer, klima og biodiversitet er lille. Isoleret set kan efterafgrøder og udlæg dog have en betydelig positiv effekt i form af reduceret N-udvaskning, men har en relativ lille effekt på de øvrige parametre såsom P-tab, udslip af klimagasser og biodiversitet.

4.3.5 Landbrug omkring søer og fortidsminder

God landbrugsmæssig praksis i forbindelse GLM-fortidsminder og GLM-søer, også kaldet GLM-landskabs-elementer, som ligger på eller op ad et støtteberettiget omdriftsareal, kan anvendes som MFO (Landbrugsstyrelsen, 2017a). Dvs. hvor søer og fortidsminder ligger i eller op ad konventionelt dyrkede marker, kan de bidrage til at opfylde kravet om fem procent miljøfokusområder (MFO) på bedriften.

Vægtningsfaktoren for disse landskabselementer er 1 (Tabel 4). Ifølge Tabel 3 (Bilag 1) var der anmeldt hhv. 520, 815 og 398 ha GLM-søer i 2015, 2016 og 2017, mens der var tilmeldt 143, 156 og 59 ha med GLM-fortidsminder i de samme år.

Effekter på næringsstoffer og klima

GLM-fortidsminder og GLM-søer er i Tabel 3 (Bilag 1) angivet at have en positiv effekt mht. N i rodzonen. Begge typer landskabselementer må dog betragtes som værende dødvægt, da udbredelsen antages ikke at være ændret som følge af CAP13+ reformen. I princippet kan inddragelsen af GLM-fortidsminder og GLM-søer siges at have en negativ effekt mht. N, da elementerne reducerer det areal, der ellers skulle være omlagt til andre MFO-elementer. Udbredelsen af GLM-fortidsminder og GLM-søer er dog meget beskeden og opfylder derfor kun en beskeden del af kravet til MFO.

Effekter på biodiversitet

Biodiversitetsmæssigt er småbiotoper som søer, vandhuller og fortidsminder i det åbne land præget af lang kontinuitet uden jordbundsforstyrrelse og for søernes vedkommende er bredzonen ofte relativt uforstyrret.

Dette giver et stort potentiale for biodiversitet. På negativsiden tæller, at de søer og fortidsminder, som ligger i tilknytning til landbrug, kan være påvirket af landbrugsdriften via afdrift af pesticider, tilførsel af næringsholdigt materiale fra landbrugsarealet med vind- og vanderosion, samt kvælstofnedfald. Dertil kommer, at pleje, der holder området lysåbent, kan være vanskelig når områderne er relativt små i udstrækning og ligger i tilknytning til dyrkede marker. Således kan større udbredelse af de beskyttede områder ved søer og fortidsminder være til fordel for biodiversiteten (Dalgaard og Kristensen 2015). Placeringen midt i marker kan besværliggøre pleje ved græsning, og samtidig kan for intensiv græsning medføre skade på gravhøjen. Realistiske alternativer er høslæt og afbrænding (hvilket dog kræver tilladelse), hvor høslættet på grund af strukturen skal være manuel. Den største biodiversitetsmæssige værdi opnås formentlig når områderne ligger i tilknytning til ekstensivt græssede arealer, med mulighed for styring af erosion ved at styre græsningstrykket.

I forhold til de øvrige indsats typer har søer og fortidsminder et relativt højt biodiversitetsmæssigt potentiale, men beskyttelsen i form af en 2 m pløjefri zone vurderes at være utilstrækkelig og vanskelighederne med at udføre den nødvendige pleje, der holder arealerne lysåbne, betyder at områderne kan gro til og konkurrencestærke arter komme til at dominere. I forhold til den beskyttelse, der i forvejen ligger i fredning af fortidsminder og den almindelige beskyttelse af søer og vandhuller over 100 m², har MFO-ordningen ingen betydning biodiversitetsmæssigt.

Delkonklusion:

Landbrugspraksis omkring søer og fortidsminder påvirkes ikke nævneværdigt af CAP'en, og effekten på næringsstoffer, klima og biodiversitet er lille. Isoleret set vil god landbrugsmæssig praksis om fortidsminder og søer imidlertid virke som bræmmer for næringsstofftab til disse biotoper og dermed beskyttelse af biodiversiteten, men denne beskyttelse vil i meget vid omfang allerede være gældende ifølge eksisterende lovgivning.

4.4 Landdistriktsprogrammet

I de kommende afsnit gennemgås effekterne af landdistriktsprogrammets miljømæssige tiltag:

4.4.1 Pleje af græs- og naturarealer

Ordningen "Pleje af græs- og naturarealer" har til formål at bidrage til implementering af EU's naturdirektiver inden for Natura 2000 områderne. Ordningen bidrager til dette gennem støtte til pleje (afgræsning eller slæt) af arealer inden for den såkaldte særlige udpegning i Natura 2000. I tilfælde af at der er tilstrækkelige midler, støttes også pleje af arealer uden for den særlige udpegning og uden for Natura 2000 områderne på græsarealer af høj naturværdi (dvs. en HNV på mindst 5); se Landbrugsstyrelsen (2018a) og Brunbjerg *et al.* (2016).

Den nye ordning "Pleje af græs- og naturarealer" (tilsagnstype 66 og 67) adskiller sig fra de tidligere (tilsagnstype 52, 56 og 57) bl.a. ved at arealudpegningerne, der er grundlaget for at søge ordningen, er færre. Arealerne skal ligge inden for den særlige udpegning i Natura 2000, have en høj score på høj naturværdi (HNV), være en gengivelse af et græsningstilsagn i Natura 2000, eller marken skal være omfattet af et vådområde tilsagn. Herudover er reglerne i øvrigt lempede på flere punkter, f.eks. er det tilladt at tilskuds fodre fra kalveskjul, hvilket i den gamle ordning kun måtte ske ved dispensation. Herudover er det tilladt i den nye ordning at tildele halm til dyrene på arealet og kravet om græsningstryk er reduceret fra 1,5 storkreatur per ha til 1,2 (Landbrugsstyrelsen 2018b).

Effekter på næringsstoffer og klima

De arealmæssige ændringer fremgår af

Tabel 3 og Bilag II (afsnit 7.2), der angiver, at der i 2014 var et samlet areal på 57.171 ha med femårige tilsagn af typen "Plejepleje af græs- og naturarealer". Dertil kommer at der i 2014 var 20.896 ha med 1-årige tilsagn af typen "Pleje af EB-støtteberettigede græsarealer" (Art. 68), som udelukkende blev tildelt på arealer af lav naturmæssig værdi med binding på et enkelt år. Fra 2015 ophørte den 1-årige ordning. I 2016 er der nogle arealer (41.729 ha) under den femårige ordning "Pleje af græs- og naturarealer 2007-2013", mens der var 37.832 ha under den nye femårig ordning "Pleje af græs- og naturarealer" fra 2014, således at der til disse to femårige ordninger i 2016 var alt 79.561 ha. Der er dermed sket en arealmæssig ændring mellem 1-årige og 5-årige ordningstyper samt fokus på arealer med naturmæssig værdi. I 2017 var der i alt 88.000 ha under ordningen "Pleje af græs og naturarealer".

Ved uændret areal vil ændringer i miljøpåvirkninger være forårsaget af de beskrevne ændringer i regler for arealernes anvendelse. Anvendelse af tilskudsfodring og halm kunne potentielt øge tilførsel af næringsstoffer, primært kvælstof. Det er dog ikke muligt at kvantificere effekten, da der ikke er kendskab til udbredelsen af brugen. Samtidigt vil et lavere græsningstryk kunne reducere bortførslen af næringsstoffer via dyrenes tilvækst.

Som anført af Kristensen & Horsted (2011) er det ved afgræsning af naturarealer også helt afgørende for miljøpåvirkningen, hvordan dyrenes afgræsser arealet og fordeler næringsstoffer over arealet via gødningsafsætningen.

Er der tale om omdriftsarealer, har den 5-årige ordning en væsentligt større effekt på tilbageholdelse næringsstoffer og kulstof end den 1-årige havde. Det skyldes, at arealet ikke må omlægges (pløjes eller lignende) i hele den femårige periode, og der dermed i modsætning til en et-årig ordning konstant vil være et plantedække.

Effekter på biodiversitet

"Pleje af græs- og naturarealer" er et generelt virkemiddel til at holde overdrev, enge, strandenge, moser og heder lysåbne og ordningen er målrettet naturarealer inden for Natura 2000 områderne og de bedste beskyttede arealer uden for. Det er derfor af helt afgørende betydning for Danmarks biodiversitet at ordningen virker efter hensigten. Ordningen omfatter både ekstensiv helårsgræsning, intensiv sæsongræsning og maskinel høslæt men der findes ingen oversigter over hvor stor en andel af det samlede areal og hvilke arealtyper, der bliver forvaltet med disse tre plejeformer og om fordelingen er ændret over tid.

Græssende dyr har stor betydning for de lysåbne naturtypers biodiversitet (Fløjgaard *et al.* 2017). Uden græsning eller anden pleje, der fjerner biomassen, vil hovedparten af de terrestriske naturarealer over tid gro til med højt voksende græsser og urter, og siden med buske og træer og de lys- og varmekrævende arter mister deres levesteder. Der er forskel på, hvilke effekter de forskellige græssende dyr har på de lysåbne naturarealers biodiversitet. Derudover har græsningsintensiteten og den sæsonmæssige fordeling af græsningstrykket også betydning for effekterne på biodiversiteten. De forskellige plejeformer tilgodeser heller ikke de samme grupper

af biodiversitet (Bell *et al.*, 2001). Helårsgræsning med et lavt græsningstryk er den plejeform, der bedst efterligner de naturlige forstyrrelsesprocesser fra en naturlig fauna af græssende dyr, og vil være den optimale plejeform på de fleste lysåbne græsningsbetingede naturarealer (Fløjgaard *et al.* 2017). Intensiv sæsongræsning resulterer i en mere homogen vegetationsstruktur og det høje græsningstryk i sommerperioden kan medføre en begrænsning i planternes blomstring og dermed en reduktion i føderessourcerne for nektar og pollensøgende insekter.

Det er af flere årsager ikke muligt at give generelle anbefalinger til en bestemt plejeform, der sikrer det optimale plejeresultat på alle arealer. Det skyldes, at forskellige lysåbne naturtyper vil have forskellige plejebehov som også afhænger af jordbund, vegetationens struktur, og forholdet mellem naturtypens tålegrænse og deposition af kvælstof. Endelig kan der være modstrid mellem biodiversitetsmål og andre økosystem-tjenester (Ford *et al.*, 2012), for eksempel vil en optimering af næringsstoffjernelse ved slæt af græs, medens den finder sted kunne påvirke biodiversiteten negativt. Intensiv græsning vil også påvirke blomsterressourcerne. Tilsagnsbetingelserne rummer mulighed for at der udføres den mest hensigtsmæssige plejeindsats. Det afhænger dog fuldstændigt af tilsagnshavers valg af driftsform.

Høslæt er en effektiv metode til at fjerne en del af den næringsstofpulje, der findes på mange naturarealer og som kan forhindre en naturlig genopretning af artsrig, næringsfattig natur. Høslæt adskiller sig fra græsning ved at være en pludselig og ensartet fjernelse af biomassen. Dette skaber en homogen vegetationsstruktur, og man risikerer en høj dødelighed for de insekter, som lever af den nektar, som pludselig forsvinder, og især for dem, som lever som larver, pupper eller æg i vegetationen. Og denne plejeform kan også reducere mulighederne for at større dyr kan leve og søge skjul på arealerne. Høslæt med maskiner er en effektiv måde til at fjerne vedplanteopvækst og ikke mindst næringsstoffer. Ved brug af tunge maskiner risikerer man dog at udjævne mikro-topografisk variation, såsom lavninger og tuer. Mikrotopografien er vigtig for variationen i levesteder og dermed for et områdes biodiversitet (Silvertown *et al.* 1999, Moeslund *et al.* 2013). Der mangler viden om hvilke typer natur, der plejes med maskinel høslæt, der potentielt kan ødelægge arealernes værdi som levested for sårbare og truede dyr og planter. Der mangler generelt kvantitativ viden om hvordan naturplejetiltag virker, fordi der ikke er tradition for at dokumentere plejeindsatser og kun undtagelsesvis foretages en overvågning af effekterne på biodiversiteten. Dette er ikke kun et dansk fænomen (Buttenschön *et al.*, 2005), men et fælleseuropæisk (Newton *et al.*, 2009).

Antallet af hektar som plejes øget betydeligt fra 2014 til 2016. Dertil kommer at alle tilsagnsarealer nu er bundet i femårige tilsagn, hvilket understøtter større grad af kontinuitet, samt incitament til kun at lade de marginale og mere naturholdige arealer indgå i plejetilsagn, hvilket har en betydelig positiv effekt på biodiversiteten (både flora og fauna). Dog var en del af de tidligere ordninger 20-årige, hvilket mindsker denne effekt. Samtidig øges sandsynligheden for, at den ekstensive driftsform opretholdes efter de fem år, så biodiversitetseffekten af støtten ikke forsvinder men bliver af permanent karakter. Dermed er der sket en væsentlig ændring i forhold til biodiversitet fra 2014 og til 2016. Endelig er sandsynligheden for at arealerne

plejes ved afgræsning også større, når ordningen er femårig (man sætter ikke hegn op for et enkelt år). Og ekstensiv afgræsning har en særligt stor positiv effekt på biodiversiteten.

Den relevante sammenligning af biodiversitetseffekterne af denne ordning er tilsvarende naturarealer uden nogen form for pleje i form af græsning eller høslæt. Her vurderes biodiversitetseffekten af pleje som høj, særligt ekstensiv helårsgræsning. Dette er dog under forudsætning af, at plejen udføres på en måde, der er optimal for områdets naturindhold og udviklingsmuligheder. Reformens tilladelse til tilskuds fodring og halmtilførsel mindsker biodiversitetseffekten, hvis sådan tilførsel finder sted.

Delkonklusion:

Der har været en betydelig ændring i omfanget af arealer indenfor "Pleje af græs- og naturarealer". Generelt set vurderes pleje af græs og naturarealer at have en begrænset miljø- og klimaeffekt, men en større positiv effekt (og potentielt en stor positiv effekt) på biodiversitet af planter, leddyr, svampe og fauna. Virkningen er dog afhængig af græsningens udførelse i praksis. Den bedste virkning opnås ved ekstensiv helårsgræsning med lang kontinuitet.

4.4.2 Økologisk Arealtilskud og Miljøbetinget Drift

Tilsagn om Økologisk Arealtilskud (ØA) kræver, at bedriften er autoriseret økologisk eller har ansøgt om at blive det senest ved tilsagnsperiodens begyndelse. Herunder gives et tillæg for reduceret kvælstoftilførsel på 500 kr. pr. ha pr. år såfremt maksimalt 60 kg udnyttet N pr. ha i gennemsnit på alle bedriftens harmoniarealer inklusiv også evt. ikke-økologiske arealer (Landbrugsstyrelsen, 2018b). Desuden gives et tillæg på 4.000 kr./ha for arealer, der dyrkes med frugt eller bær. Begge tillæg er nye fra 2015 (indført per 1. september 2014). Ordningen omfatter desuden et omlægningstillæg på 1.200 kr./ha, der ydes i to år, til arealer under omlægning. Dette tillæg er ligeledes indført per 1. september 2014, og gældende fra 2015 og frem.

Økologisk Arealtilskud afløste fra 2015 (dvs. per 1. september 2014) tidligere tilskudsmuligheder, der foruden det 5-årige økologiske omlægningstilskud (OM) omfattede mulighed for et miljøbetinget (MB) tilskud eller tilskud til ekstensivt landbrug på såvel økologisk som konventionelt drevne arealer. Miljøbetinget tilskud indeholdt en 5 års forpligtigelse og løb frem til 2010, hvor den blev afløst af ordningen vedr. ekstensivt landbrug, som kun havde en forpligtigelse på 1 år. Under begge ordninger var der krav til udeladelse af sprøjtemidler og restriktioner i N tildeling. I en periode blev muligheden for 5-årige MB tilskud til juletræer og pyntegrønt fastholdt, men per 31/8 2017 er alle disse tilsagn udløbet (Landbrugsstyrelsen, 2018c).

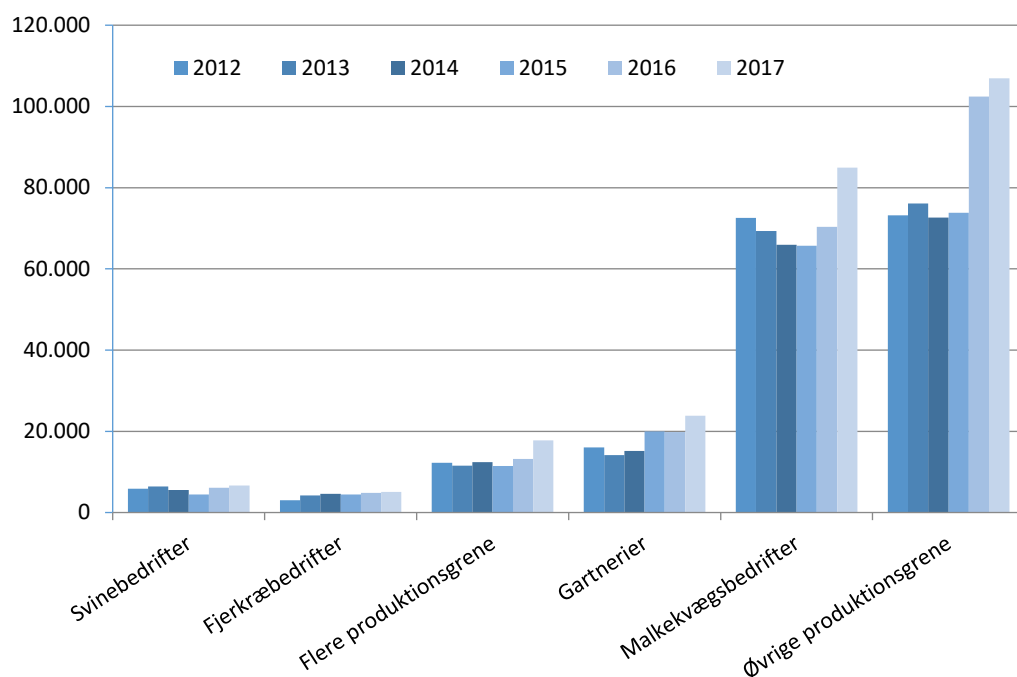
Ved evalueringen af ordningens effekt tages udgangspunkt i arealer med "ekstensivt landbrug" og "miljøbetinget tilskud" i 2014 sammenlignet med arealet i 2017 under "økologisk arealtilskud" (Tabel 4, Bilag II, afsnit 7.1). Her angives, at det økologiske areal med tilskud i 2014 var ca. 153.000 ha fordelt på 106.000 ha, "ekstensivt landbrug" og 47.000 ha "miljøbetinget tilskud". I 2017 var der ca. 228.000 ha med "økologisk

arealtilskud"¹, heraf ca. 63.000 ha som kun må tildeles 60 kg N udnytteligt, mod et loft på 100 kg udnyttelig N, der er en forudsætning for at modtage økologisk arealtilskud, og som skal ses i forhold til, at økologer ellers må anvende 170 kg total N. Disse tal dækker over såvel arealer, der ophører med økologisk produktion, som arealer, der starter med omlægning. Ørum *et al.* (2011) fandt, at det økologiske areal hvert år reduceres med ca. 3 pct. som følge af ophør eller indskrænkninger på de enkelte økologiske bedrifter. I perioden fra 2014 til 2016 var der i alt 512 økologiske bedrifter der ophørte og 1.341 nye bedrifter med økologisk autorisation, inkl. bedrifter som skiftede ejer i perioden. Det fremgår ikke af denne statistik, hvor store arealer der i perioden enten ophørte eller startede som økologiske. Men der var i perioden 2014-2016 i alt 76.000 ha omlægningsafgrøde, svarende til 35% af det samlede økologiske areal i 2016. Ud over det økologiske areal var der 87.000 ha konventionelt i de to ordninger "ekstensivt landbrug" og "miljøbetinget tilskud" i 2014, som ikke umiddelbart understøttes af den nye ØA ordning, og derfor ikke længere har mulighed for tilskud til pesticidfri drift og nedsat kvælstof.

Ovenstående tal for økologisk jordbrug er i rimelig overensstemmelse med Landbrugsstyrelsens (2018e) og Landbrugs- og Fiskeristyrelsens (2017a) statistik over økologisk produktion, der angiver et areal tilknyttet bedrifter med økologisk autorisation i henholdsvis 2014 og 2017 på 176.323 og 245.159 ha, svarende til en stigning på 39% efter en længere årrække med stort set uændret økologisk areal. Ikke alle økologiske arealer er omfattet af ØA. Desuden gør forskelle i opgørelsesdatoer m.m. at tallene i Landbrugsstyrelsens økologistatistik ikke er direkte sammenlignelige med ØA-tallene (se også fodnoten ovenfor).

Hovedparten af stigningen i det økologiske areal skete inden for gruppen af øvrige produktionsgrene, som også udgør den største kategori i forhold til det samlede økologiske areal (Figur 4). Øvrige produktionsgrene er bedrifter med under 20 malkekøer eller søer, under 100 stk. fjerkræ eller under 30% af arealet med gartneri afgrøder. I kategorien indgår sandsynligvis bl.a. en del malkekvægbrug hvor arealet har været under omlægning i 2017, men hvor besætningen først omlægges senere når der er tilstrækkeligt med økologisk foder. Dette understøttes af, at andelen af det økologiske areal med grovfoder har været uændret på 58% i 2014 og 2016/17.

¹ Det nøjagtige tal for 2017 er af Landbrugsstyrelsen opgjort til 229.565 ha, men det specifikke areal er meget svært at opgøre. Fx afhænger det af definitionen af status når en økologisk drevet bedrift overtager konventionelt drevet bedrift, og omvendt. Økologisk drevne marker kan endvidere enten være i drift, under afvikling eller under omlægning, og forskelle i opgørelsesdatoer og forskel i aktuelle øjebliksbilleder af data er et væsentlig usikkerhedselement ift. opgørelser af det økologiske areal, herunder de i Bilag III (afsnit 7.3) illustrerede opgørelser af arealer med de forskellige afgrøde typer på forskellige størrelser af økologiske og konventionelle bedrifter. En opgørelse fra Landbrugsstyrelsen per. 2. september 2017 med samme metode som for statistikken per. 31. maj (jf. Landbrugsstyrelsen 2018e) viser, at det samlede økologiske areal var på 264.807 ha. Denne opgørelse er sammenfaldende med de ovenfor nævnte opdaterede areal med økologisk arealtilskud (ØA) for 2017 på 229.565 ha, der er opgjort i foråret 2018, og derfor afspejler de nye ØA tilsagn med start 1/9 2017, men i et vist omfang også frafald siden. Det vil dog være det samlede økologiske areal på 264.807 ha der er underlagt økologireglerne om f.eks. meget begrænset anvendelse af pesticider mv. Detaljerede opgørelser for afgang af økologisk areal i perioden 2013-2017 kan desuden findes i Landbrugsstyrelsen (2018e).



Figur 4. Udviklingen i det danske økologiske produktionsareal (ha) fra 2012-2017 fordelt på produktionsgrene (Landbrugsstyrelsen, 2018e).

Effekter på næringsstoffer og klima

De miljø- og klimamæssige effekter af det øgede økologiske areal fra 2014 til 2017, baseres på generelle betragtninger omkring forskelle mellem konventionelt og økologisk produktion (Tabel 5). En nærmere analyse af hvilke driftsgrene der er omlagt fra og til kunne give et mere nuanceret billede, men den samlede effekt ville næppe ændres markant. Det skyldes, at såvel konventionelt som økologisk jordbrug ikke har ændret sig markant mht. til antal og type af husdyrproduktion som er en af de afgørende faktorer for såvel næringsstof, klima og biodiversitet. Dog er der særligt de senere år kommet relativt flere økologiske bedrifter med malkekvæg, hvilket også har været driveren for det stigende græsareal, og de tilhørende effekter på miljø og biodiversitet (jf. Tabel 2 og afsnit 4.2).

Kvælstof-effekten på 10-17 kg ha i reduceret udvaskning er angivet i Miljø og Fødevareministeriet (2017b) Tabel 4 bilag II, og er baseret på Børgesen *et al.* (2013). Denne effekt er betinget af, at omlægningen, som det er tilfældet, primært er foregået på kvægbrug, mens effekten jf. (Hermansen *et al.*, 2015) ville være mindre, hvis omlægningen i højere grad finder sted på planteavlsbrug. Kvælstofeffekten af det ekstra tilskud til økologiske bedrifter med højst 60 kg udnyttet N fra 2015 og frem kendes p.t. ikke. Ordningen vil muligvis betyde en større kvælstofeffekt ved omlægning af planteavlsbrug end tidligere antaget, idet tillægget omfatter ca. 1/3 af det økologiske areal (Landbrugsstyrelsen 2018, pers. komm.).

Effekten på fosfortabet er vurderet af Hermansen *et al.* (2015) til at være begrænset, meget varierende og bedriftsspecifik. Fosfortabet kan således både øges og reduceres afhængig af driftsspecifikke forhold på den enkelte økologiske bedrift.

Klima-effekten er af Kristensen og Olesen (2017) beregnet inden for fire produktionsgrene og som gennemsnit for henholdsvis konventionel og økologisk produktion med udgangspunkt i arealfordelingen i 2015. Her var der en udledning på 4.211 kg CO₂ ækv. per ha konventionelt og 3.565 kg pr ha økologisk areal, svarende til en reduktion på 639 kg CO₂ ækv. pr ha ved omlægning til økologi. Herunder indregnes effekten af et øget permanent græsareal (ca. 13.000 ha) på de nye økologiske bedrifter, og som jo ikke medregnes under de grønne krav.

Effekter på biodiversitet

Status for viden om natur og biodiversitet fremgår af Strandberg *et al.* (2015). Hovedkonklusionen var, at den gennemsnitlige forøgelse af artsrigdommen i økologiske marker og småbiotoper på 30% sammenlignet med tilsvarende konventionelle er et robust resultat, der er fastholdt uanset produktionsændringer gennem de seneste 30 år. Denne konklusion er baseret på gentagne meta-analyser (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005; Tuck *et al.*, 2014). Størrelsen af det forøgede artsantal afhænger primært af, i hvilket landskab de økologiske og konventionelle bedrifter befinder sig samt af hvilken organismegruppe, der undersøges. Dette betyder omvendt også, at én type økologisk jordbrug ikke gavner alle organismer (Bengtsson *et al.*, 2005). Bilag III (afsnit 7.3) viser, hvordan afgrødediversiteten kan påvirkes positivt ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug. Dertil kommer at omlægningen til økologisk jordbrug i Danmark jf. Tabel 2 har betydet en markant udvidelse af arealet med permanent græs, hvilket alt andet lige har haft en supplerende positiv effekt ift. biodiversitet. Der er behov for variation i den økologiske driftsform og øvrige biodiversitets-understøttende tiltag, hvis biodiversiteten generelt skal understøttes. Den gavnlige effekt af kontinuitet af økologisk drift på floradiversiteten er udelukkende undersøgt på markomgivelserne (bundflora i hegn) (Andersen *et al.* 2015). For dyrkningsfladen ses ikke en tilsvarende tidsmæssig effekt på ukrudtsfloraen, der ændrer sig umiddelbart efter omlægning, men for sommerfugle blev registreret en gavnlig effekt af kontinuert økologisk drift (Jonason *et al.* 2011). Derudover er den relative biodiversitetsforskel mellem økologisk og konventionel drift størst for intensivt drevne arealer. Samtidigt har intensivt drevne arealer den laveste biodiversitet. Især planter og bestøvende insekter har gavn af den økologiske drift, men også fugle og biller responderer positivt på den økologiske driftsform (Birkhofer *et al.*, 2014). Andersen *et al.* (2014) og Boutin *et al.* (2014) fandt at ud over fravær af pesticider, var dyrkningsintensiteten målt som udbytte, andelen af vedvarende græsarealer samt kontinuitet i den økologiske driftsform afgørende for den gavnlige effekt på biodiversiteten.

Tabel 5. Miljø- og klimamæssige effekter af økologisk ift. konventionelt jordbrug i Danmark.

Kvælstof	Fosfor	Klima	Biodiversitet
----------	--------	-------	---------------

Effekt af økologisk jordbrug ift. Konventionelt jordbrug	10-17 kg N per ha per år mindre udvaskning fra rodzonen.	Begrænset og meget afhængig af bedriftsspecifikke forhold.	639 kg CO ₂ - ækv. mindre per ha per år.	30% flere vilde planter og dyr per ha.
Kilde	Børgesen <i>et al.</i> (2013).	Hermansen <i>et al.</i> (2015).	Kristensen og Olesen (2017).	Strandberg <i>et al.</i> (2015).

Dødvægt

Vilkårene i de gamle og nye ordninger der er målrettet økologisk produktion er stort set ens, når det gælder basistilskuddet og omlægningstillægget, både mht. vilkår og niveau af tilskud. Dog er der nu et krav om lavere N tilførsel og økologisk autorisering. Det øgede økologiske areal kan desuden skyldes den generelt lave indtjening ved konventionel drift i perioden, kombineret med en højere gennemsnitlig indtjening ved økologi (Tabel 6, Danmarks Statistik 2018).

Tabel 6. Indtjening, inkl. tilskud, efter ejer-aflønning, 1000 kr. årligt (Danmarks Statistik 2018).

Driftsform	2013	2014	2015	2016
Konventionelt landbrug	326	-70	-291	-266
Økologisk landbrug	-143	56	190	507

Tilskuddet til økologi fremgår ikke af Danmarks Statistik, men arealet var stabilt på ca. 190 ha pr. bedrift på de økologiske bedrifter i regnskabsstatistikken i perioden 2014-2016. Ved et basistilskud på 870 kr. pr ha og et tilskud på 500 kr. til reduceret N til 30 % af bedrifterne (beregnet ud fra Tabel 4, bilag II, afsnit 7.2) og et omlægningstilskud på 1.200 til 25 % af arealet, giver det et årligt tilskud på 1.320 kr. pr ha, svarende til 250.000 kr. for en gennemsnitlig bedrift. Sammenholdt med indtjening i gennemsnit for 2014 til 2016 på 251.000 kr., så er den positive indtjening ved økologiske drift klart afhængig af tilskuddet, selvom indtjeningen er højere end tilsvarende konventionelle bedrifter. Som påpeget i en analyse af Tvedegaard og Jakobsen (2014), er tabet ved økologi i forhold til konventionel drift før tilskud afhængig af driftsformen, med et generelt betydeligt tab ved planteavl og væsentligt mindre ved mælkeproduktion.

Ud fra en driftsøkonomisk analyse har tilskuddet således betydet en fastholdelse af den hidtidige økologiske drift på ca. 153.000 ha, samt yderligere medvirket til en forøgelse i arealet med ca. 75.000 ha. En række af de etablerede økologiske producenter ville næppe opgive den økologiske produktion ved et reduceret tilskud, mens direkte opstart af nye bedrifter uden tilskud næppe vil forekomme i betydeligt omfang, da netop det forhøjede tilskud i omlægningsperioden er et udtryk for at det er i den periode at der er størst behov. På dette grundlag skønnes effekten af reformen at være 75.000 ha hvor tilskuddet har fuld effekt (dødvægt på 0%) og de 153.000 ha hvor det skønnes at 2/3 via tilskud er fastholdt i den økologiske produktion (dødvægt på 33%).

Samlet giver det et areal på 228.000 ha som enten er fastholdt eller ny-omlagt til økologi pga. tilskuddet. Men der kan også argumenteres for, at effekten af det økologiske arealtilskud i CAP13+ har været væsentligt mindre, idet den økonomiske situation for økologisk jordbrug generelt i 3 ud af 4 år fra 2013-2016 jf. Tabel 6 har været mere gunstig end for konventionel jordbrug. Dette kunne fx svare til at 50% af det omlagte areal kan tilskrives det økologiske arealtilskud, mens det øvrige økologiske areal opretholdes uanset tilskuddet. Tilskuddet giver en sikkerhed for en vis stabilitet i økonomien på et marked, hvor priserne varierer meget. Det er vanskeligt at vurdere den præcise effekt af dette, men det er klart, at det har en positiv indvirkning. Alt i alt er vurderingerne af dødvægte usikre og baseret på skøn, som delvist kunne kvalificeres ved fx en yderligere opdeling på driftsgrene og sammenligning af effekter målt per hektar og per produceret enhed.

Delkonklusion:

Økologisk landbrugsproduktion kan ift. tilsvarende konventionelle driftsformer have en betydelig positiv effekt på miljø, klima og biodiversitet. Det er dog svært entydigt at konkludere, i hvilken grad omlægningen til økologi og fastholdelsen af de eksisterende økologiske arealer skyldes CAP-reformen eller andre faktorer. En kvælstofeffekt er betinget af, at omlægningen, som det er tilfældet for 2015-2017, primært er foregået på kvægbrug (dog kan det ny-indførte N-tillæg målrettet andre brugstyper muligvis ændre denne pointe). Der er gode muligheder for en positiv effekt ift. agerlands-biodiversitet (+30% relativt til konventionelt jordbrug), ligesom der har været en positiv effekt fra øgede græsarealer, særligt fra permanent græs, og herunder ift. lagring af kulstof i jorden.

4.4.3 Naturlige vandstandsforhold i Natura 2000 områder

I

Tabel 7 viser en oversigt over støtteordninger målrettet Natura 2000 områderne, samt tilskud til vådområder og lavbundsprojekter under CAP13+ reformen ifølge Miljøstyrelsen og Restinformation (2018a, 2018b). Herunder gives der tilskud til projekter med etablering og 20-årig fastholdelse af arealer med naturlige vandstandsforhold i Natura 2000 områder (og desuden til godkendte udgifter i forbindelse med rydning af tilgroede arealer og forberedelse til afgræsning).

Tabel 7. Oversigt over Natura 2000 ordningerne og samt tilskud til vådområder og lavbundsprojekter under CAP13+ reformen ifølge Miljøstyrelsen og Restinformation (2018a, 2018b).

Type af projektstøtteordning	Hovedformål	Kompensation
Natura 2000 etablering af naturlig vandstand	Natur	20-årig fastholdelse (arealstøtte)
Natura 2000 rydning af tilgroede arealer og forberedelse til afgræsning	Natur	Standardomkostninger – 100% projektstøtte til godkendte udgifter
N-vådområder	Kvælstofreduktion	20-årig fastholdelse (arealstøtte), eller Jordkøb & jordsalg (jordfordeling)
P-vådområder	Fosforreduktion	20-årig fastholdelse (arealstøtte), eller Jordkøb & jordsalg (jordfordeling)
Lavbundsprojekter	Klima, kvælstof og natur	20-årig fastholdelse (arealstøtte), eller Jordkøb & jordsalg (jordfordeling)

I perioden 2014-2017 er der jf. Tabel 3 etableret i alt 11.322 ha nye områder med naturlige vandstandsforhold i de danske Natura 2000 områder. Dertil er der ifølge Miljøstyrelsen i 2013 udlagt 3404 ha. Ordningen for naturlige vandstandsforhold er imidlertid lukket for nye tilsagn efter 2017, hvorfor det alene er de arealer, der i dag er omfattet, der vil give effekt fremadrettet.

Effekter på næringsstoffer og klima

De genetablerede arealer med naturlig vandstandsforhold i Natura 2000 områder er skabt ved at der er afbrudt dræn eller lukket afvandingsgrøfter, så der er genskabt vandstandsforhold, der helt eller delvist er som før området blev drænet. Effekten heraf vurderes ifølge Bilag II (afsnit 7.2) af Miljø- og Fødevareministeriet til 6,5 kg N/ha, hvilket må betegnes som et overslag. Uden en nærmere angivelse af arealanvendelsen før- og efter- er det ikke muligt at give et mere præcist estimat, men hvis arealanvendelsen ved afbrudte dræn og lukkede grøfter ændrer sig fra drænet jord i omdrift til våd permanent græs vil effekten være betydeligt større end 6,5 kg N/ha. Effekterne af hævede vandstandsforhold på både P og klima/kulstofopbygning forventes positive, men er usikre og kvantificeres derfor ikke i nærværende studie.

Effekter på biodiversitet

Der er en stor direkte biodiversitetseffekt ved etablering af naturlige vandstandsforhold, hvor der samtidig er næringsfattige forhold, og dermed levested også for sjældnere arter. Denne ordning er dog lukket efter 2017, hvorfor effekten af ordninger er begrænset til de allerede ekstensiverede arealer. Selvom der gennem en del år har foreligget metoder til og retningslinjer for overvågning af effekten af retablerede vådområder (Hoffmann *et al.*, 2005), er der kun sparsomme, videnskabeligt publicerede undersøgelser af effekten af retablerede vådområder på biodiversitet fra Danmark.

Delkonklusion:

Ordningen med etablering af naturlige vandstandsforhold i Natura 2000 områder har ligeledes en betydelig, kvantificerbar N-reducerende effekt, og potentielt set en positiv effekt på både P og klima/kulstofopbygning, som dog vurderes for usikker at kunne kvantificere i dette studie.

Der er en stor direkte biodiversitetseffekt ved etablering af naturlige vandstandsforhold, hvor der samtidig er næringsfattige forhold. Denne ordning er dog lukket efter 2017, hvorfor effekten af ordninger er begrænset til de allerede ekstensiverede arealer.

4.4.4 Naturprojekter på kulstofrige lavbundsgrunde (Lavbundsordningen)

Ordningen for naturprojekter på kulstofrige lavbundsgrunde (lavbundsordningen) har som hovedformål at reducere emissionen af CO₂ fra landbrugsarealer ved at ekstensivere de arealer, der har højest kulstofindhold i jorden, og dermed størst risiko for tab af kulstof (Retsinformation 2018). Andre formål med ordningen er at bidrage til en positiv effekt på biodiversiteten samt en reduktion af kvælstofudledningen. Tilskuddet gives enten som arealkompensation for ekstraomkostninger og indkomsttab som følge af restriktioner og forpligtelser for jordbrugs- og naturarealer (20-årig fastholdelse), eller i form af jordfordeling (køb, salg og tilbagekøb af jord), der derigennem indgår en varig forpligtelse (der tinglyses) om ekstensivering af de pågældende arealer (se også

Tabel 7, nedenfor). Det er herunder væsentligt, at vandstanden på arealerne samtidig hæves til naturligt niveau, så C-nedbrydningen og udledningen nedbringes, og bioakkumulationen i jorden kan øges. Ordningen har således som primært formål at nedbringe udledningen af kvælstof fra det omliggende vandopland til vandmiljøet, og ift. biodiversitet prioriteres arealer i nærhed/med tilknytning til Natura 2000.

I alt er der i perioden 2015-2017 givet tilsagn til etablering af 525 ha under lavbundsordningen (Miljø- og Fødevareministeriet 2018c, jf. Tabel 6). Der er ifølge Miljøstyrelsen per 6. december 2017 givet tilsagn til i alt 10 gennemførselsprojekter, fordelt på 4 statslige og 6 kommunale projekter, med et tilsagnsbeløb på i alt 58,6 mio. kr. omfattende i alt 526 ha. Miljøstyrelsen vurderer den samlede N-effekt af disse ordninger til 18,8 t N, hvilket svarer til 11% af lavbundsordningen reduktionsmål på i alt 150 t N, jf. indsatsmålene i vandområdeplanerne 2015-2021. Men da der er tale om tilsagn og projekterne ikke er gennemført endnu er det et definitionsspørgsmål, hvilken periode denne effekt skal tilskrives.

Effekter på næringsstoffer og klima

Lavbundsordningen giver tilskud til permanent ekstensivering og genetablering af naturlig vandstand på udvalgte landbundsjord med højt kulstofindhold med det formål at reducere landbrugets udledning af drivhusgasser, reducere udledningen af kvælstof til vandmiljøet og forbedre områdets naturværdier. Ordningen er målrettet kulstofrige lavbundsjord med mindst 12% organisk kulstof, beliggende i et hovedopland med kvælstofreduktionsbehov, og projektansøgningerne prioriteres bl.a. efter nærhed til eksisterende Natura 2000 områder. Der skal ved design af projekterne laves en opgørelse af forventet reduktion i drivhusgasudledninger (CO₂, metan og lattergas omregnet til CO₂-ækvivalenter), hvori indgår vandstand på arealet efter udtagningen (Gyldenkerne og Greve, 2015).

En højere vandstand efter udtagningen vil give en større reduktion i udledningen af drivhusgasser og effekten afhænger af, hvor stor en del af arealet der har organisk stofniveau i intervallerne <6%, 6-12 og >12 procent organisk kulstof (minimum 75% af projektarealet skal have over 12% kulstof, hvis det er udtagning målrettet drivhusgasreduktion). Der er stillet krav til hvor stort et areal der skal ligge inden for tørvearealet med højt organisk stofniveau, og for hvor meget vandstanden skal øges. Der er udarbejdet regneark til beregning af CO₂ reduktionen, som skal anvendes i forbindelse med ansøgning om tilskud. Der skal desuden i forbindelse med projekterne gennemføres vurdering af effekt på kvælstoffjernelse og evt. fosfortab. Projekterne må ikke forventes at føre til øget udledning af fosfor. Det fremgår af Tabel 4 (Bilag II), at der til og med 2016 er gennemført projekter på 53 ha med en gennemsnitlig effekt på 8 kg P/ha, 155 kg N/ha og 21,2 ton CO₂-ækv. per ha. Dette giver en samlet reducerende effekt på 434 kg P, 8215 kg N og 1124 ton CO₂-ækv.

Effekter på biodiversitet

Tiltaget vil, i overensstemmelse med Miljøstyrelsen (2018b) have positive effekter på diversiteten af flora, fauna og svampe, især når arealerne udlægges i tilknytning til eksisterende naturarealer (Natura 2000) og forvaltes med naturudvikling som målsætning. Effekten kan dog ikke opgøres kvantitativt da der ikke er foretaget

undersøgelser af biodiversitetseffekterne ved af udtagning af lavbundsjorder. Reduceret udledning af næringsstoffer vil ligeledes have positive effekter på flora og fauna diversitet i vandmiljøet. Det er dog ikke muligt uden bestemmelse af baseline og opfølgende undersøgelser at evaluere grad og type af effekt på biodiversitet, og forfatterkredsen har ikke kendskab til eller fundet information om dette.

Delkonklusion:

Udtagning lavbundsarealer kan give en stor reduktion ift. netto udslip af drivhusgasser, særligt gennem ophør af nedbrydning af jordens kulstofpulje gennem dyrkning og lavere lattergasudslip, og der vil over tid blive en mindre opbygning af kulstof i jorden, som dog kan modvirkes af øgede udledninger af metan. Projekternes effekt ift. reduktion af kvælstofudledning til vandmiljøet afhænger meget af arealernes placering i forhold til tilførsel af kvælstofholdigt vand fra omliggende landbrugsarealer. Der forventes samtidig en positiv effekt på biodiversiteten både på projektarealer og ifm. nærliggende naturarealer. Omfanget af ekstensivering af lavbundsarealer har dog været meget begrænset i den undersøgte periode, hvorfor den samlede, direkte effekt på næringsstoffer, drivhusgasser og biodiversitet har været lille.

4.4.5 Kvælstof- og fosfor-vådområder

Som det fremgår af Bilag II (afsnit 7.2) findes der to lavbunds-ordninger om etablering og fastholdelse af henholdsvis N- og P-vådområder. Begge disse ordninger har "som hovedformål at forbedre vandmiljøet og naturen ved at fastholde vådområder, som indgår i vådområdeprojekter. Ordningerne er derfor med til at reducere kvælstofbelastningen, men forventes også at have en positiv effekt på biodiversiteten og bidrager til reduktion af CO₂" (Miljø- og Fødevareministeriet 2007b). Ordningerne og procedurerne for støttetildeling angives for øvrigt af Miljøstyrelsen (2018b) på baggrund af en tilhørende opgørelse af det enkelte projekts effekter, og tilskuddet er, i lighed med lavbundsarealordningen (afsnit 4.4.4), en ren kompensation for det indkomsttab og de ekstraomkostninger, der er forbundet med den permanent ændrede tilstand og efterfølgende mere ekstensive anvendelse af arealerne (

Tabel 7).

I perioden 2014-2017 er der jf. Tabel 8 i alt afgivet tilsagn om $824+1.811+246+1.416=4.297$ ha N-vådområder, og $87+61+0+10=158$ ha P vådområder, hvoraf der jf. Tabel 3 er gennemført hhv. 2.212 ha og 57 ha. Dertil kommer de vådområder, som der er givet tilsagn til før 2014, herunder 1.726 ha statslige vådområder, hvorfor der i alt siden 2010 er givet tilsagn til $6.875+161+1.726=8.762$ ha vådområder i Danmark.

Tabel 8. Afgivne tilsagn (målt i hektar), om realisering af hhv. N- og P-vådområder, statslige vådområder og lavbundsprojekter 2010-2017. I 2010 blev der ingen tilsagn givet. (Data fra Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet, 2018c). Den statslige ordning er en ældre ordning, forud for de nuværende ordninger, og vedrører derfor ikke CAP13+.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	I alt
N-vådområder	1.016	619	898	824	1.811	246	1.461	6.875
P-vådområder			3	87	61	-	10	161
Statslige vådområder			1.726					1.726
Lavbundsprojekter					34	381	110	525
I alt	1.016	619	2.627	911	1.906	627	1.581	9.287

Effekter på næringsstoffer og klima

Ifølge Jensen *et al.* (2014) forventedes der i perioden 2013-2021 etableret hhv. 10.061 ha kommunale vådområder i forbindelse med vandplanerne, 1.600 ha statslige vådområder og desuden 514 ha vådområder i privat regi. Jf. Tabel 6 er der i perioden 2014-2017 givet tilsagn om etablering af foreløbigt i alt 5.169 ha N- og P-vådområder. Landdistriktsprogrammet kan antages stillet til indtægt denne delvise opfyldelse af målene i vandplanerne, selvom status for det opnåede vådområdeareal er relativt mindre end forudsat i vandplanerne, og denne effekt derfor kan diskuteres.

Effekten af kommunale og statslige vådområder var i Jensen *et al.* (2014) estimeret til 113 kg N/ha, mens den for private vådområder var 100 kg N/ha, det vil sige en samlet effekt på 1.365 t N fordelt på 12.175 ha vådområder. Baseline blev revurderet i 2015 (Jensen *et al.*, 2016). Forventningen var nu en samlet effekt på 1.000 t N svarende til 8.850 ha (effekt antaget 113 kg N/ha). Under antagelse af en lineær udvikling i det etablerede vådområdeareal vil der således skulle etableres ca. 980 ha per år eller 3.920 ha i perioden 2014 – 2017. Ifølge Miljø- og Fødevareministeriet (2018c) angives den forventede effekt af N-vådområderne dog at være reduceret til 90 kg N/ha fra 2016 og frem, modsat den angivne effekt på 113 kg N/ha før 2016, hvorfor den tidligere estimerede effekt forventes reduceret. I nærværende studies opgørelser regnes på den baggrund med en gennemsnitlig effekt på 100 kg N/ha for de vådområder, der er etableret i perioden 2014-2017.

Jf. Tabel 3 er der i perioden 2014-2017 færdiggjort P-vådområder på 57 ha, og N-vådområder (kommunale, statslige og private) på 2.212 ha, hvorfor der i perioden 2014-2017 er etableret et mindre areal end forventet i baseline-vurderingen. Selvom Landdistriktsprogrammet har isoleret set haft en positiv effekt på etablering af

N- og P-vådområder, kan det ikke specifikt konkluderes, at denne positive effekt ikke alternativt havde været opnået ad anden vej, men der kan jf. Tabel 7 laves følsomhedsberegninger for forskellige antagelser af Landdistriktsprogrammets effekt (dødvægt). På baggrund af det lille areal med etablerede P-vådområder, er effekten på P ikke kvantificeret, men det må bemærkes, at tabelværdierne for N- og P-effekten af vådområder i Bilag II (afsnit 7.2) ikke kan anvendes. Derimod anvendes den angivne klimaeffekt på 0,335 t CO₂-ækv. per ha, idet det erindres at denne effekt vil afhænge af om etableringen sker på mineralske eller organogene jorde.

Effekter på biodiversitet

Vådområder, hvor det primære formål er N- og P-tilbageholdelse og/eller fjernelse kan også bidrage til at forbedre biodiversiteten og tilknyttede økosystemtjenester (Semeraro *et al.*, 2015). Da projektområderne udvælges med henblik på størst mulig omsætning af kvælstof og deponering af fosfor må udviklingen alt andet lige forventes at gå i retning af relativt næringsrige naturarealer, der begunstiger almindelige og næringstolerante arter (Strandberg 2017), men kun undtagelsesvis vil fungere som levesteder for sjældne og truede arter. Selvom der gennem en del år har foreligget metoder til og retningslinjer for overvågning af effekten af retablerede vådområder (Hoffmann *et al.*, 2005), har vi ikke fundet nævneværdige, publicerede, videnskabelige undersøgelser af effekten på biodiversitet fra Danmark.

Delkonklusion:

Ordningerne med vådområder resulterer i et væsentligt reduceret udslip af kvælstof, og/eller fastholdelse af fosfor, samt potentialer for kulstoflagring. P-vådområder har selvsagt en målrettet stor effekt på fosfor, men er indtil videre etableret i begrænset omfang, mens de langt større områder med etablerede N-vådområder tilsvarende er målrettet, hvor der kan fås en stor reduktion af reaktivt N til miljøet, men dermed også risiko for lattergastab.

Begge ordninger bidrager positivt til en øget biodiversitet, herunder indirekte gennem den vandrensende effekt ved at reducere næringsstofftilførslen til vådområderne, og en direkte effekt ved etablering af det vandige miljø, hvis biodiversitet dog hæmmes ved næringsrige forhold i vådområderne.

4.4.6 Forsuring af gylle- samt energibesparelse i stalden

Miljøteknologiordningerne forsuring af gylle i stalden samt energibesparelse i stalden har til hovedformål at bidrage til en reduktion af næringsstofudledningen og CO₂ udledningen fra husdyrproduktionen.

Effekter på næringsstoffer og klima

Der var i 2016 afsat 18 mio. kr. til energibesparelser i kvægstalde, og 12 mio. kr. til energibesparelser i svinestalde. For hvert af i alt 11 virkemidler er der udarbejdet et notat, som beskriver normer for effekt i form af elforbrug. Desværre har Landbrugsstyrelsen ikke en samlet oversigt over udbetalte tilskud, som gør det muligt at dokumentere energibesparelser opnået gennem tilskud under Landdistriktsprogrammet. Heller ikke SEGES

har viden om udbredelsen af energibesparelser opnået med ny teknologi. Energibesparelser vil derfor ikke blive behandlet yderligere.

Gylleforsuring kan reducere ammoniaktab fra flydende husdyrgødning (gylle) i stald og lager, og efter udbringning. Den marginale effekt af gylleforsuring før/under udbringning er begrænset, eftersom teknologien i stort omfang erstatter en anden praksis med ammoniakreducerende effekt, såsom nedfældning. Gylleforsuring i stalden har derimod en reel effekt på ammoniaktabet fra husdyrgødning. Ammoniak er en indirekte kilde til lattergas, som er en drivhusgas. Staldforsuring har desuden vist sig at reducere emissionen af metan (også en drivhusgas) under lagring af gylle. Staldforsuring af gylle har dermed en effekt på både næringsstof- og klimabalancen.

Staldforsuring som virkemiddel er beskrevet i Olesen *et al.* (2018). På Miljøstyrelsens (2018) Teknologiliste er ammoniakreduktionen fastsat til 64% for svinestalde og 50% for kvægstalde, men effekten vil i praksis variere med staldtemperatur og ventilation (Petersen *et al.*, 2016). Her antages en effekt på 60% i stalden uanset gylletype. Tilsvarende antages en ammoniakreduktion i marken fra staldforsuret gylle på 60% i overensstemmelse med Miljøstyrelsens (2018) teknologiliste.

Effekten af gylleforsuring i stalden på metan-emission under lagring er i Landbrugsstyrelsens oversigt over ordninger under LDP (Bilag 2, Tabel 4) angivet til 90%. Der er ingen kildeangivelse på denne oplysning, men den er muligvis valgt på grundlag af Petersen *et al.* (2014), der fandt en sådan effekt i et 3-mdr. lagringsforsøg i pilotskala med svinegylle. Under praktiske forhold kan lagringsperioden dog være meget længere for en del af den behandlede husdyrgødning, og der er på nuværende tidspunkt ingen dokumentation for langtids-effekter under realistiske lagringsforhold, hverken i Danmark eller udlandet. Af samme grund har alle hidtidige skøn over effekten af dette virkemiddel på metanreduktion været 60%. Det er en værdi, som understøttes af forsøg i op til 3 mdr. med både kvæggylle og svinegylle i Danmark (Petersen *et al.*, 2012; 2014), Storbritannien (Misselbrook *et al.*, 2016) og andre lande (ikke publiceret).

Indirekte effekter på lattergasemission (ammoniaktab fra stald, lager og mark samt substitution af handelsgødning) er opgjort som beskrevet i Olesen *et al.* (2018). Der forventes ingen overordnet effekt af gylleforsuring på N- eller P-balancer på markniveau. En videnskabelig rapport fra DCE (Jensen *et al.*, 2018) peger dog på et behov for mere viden om langtidseffekter på mobilitet af metaller og fosfor i dyrkningsjorden, og om risikoen for mobilisering af P i vådområder i områder med udbringning af forsuret gylle.

Landbrugsstyrelsen har udarbejdet en oversigt over bedrifter, som har modtaget støtte via Landdistriktsprogrammet. Tilskuddet var i alle tilfælde 40%. Det er uvist, om tilskuddet har været en forudsætning for anlæggenes etablering. Hvis det var tilfældet, kunne den samlede reduktion mht. ammoniaktab og drivhusgasemission tilskrives det udbetalte tilskud. Hvis anlægget derimod var blevet etableret uanset et tilskud fra Landdistriktsprogrammet, så ville disse reduktioner ikke kunne tilskrives programmet. De følgende

beregninger er baseret på den antagelse, at "dødvægtstab" svarer til den andel af investeringen, som er finansieret fra anden side eller, med andre ord, at effekter af Miljøteknologiordningen svarer til tilskuddets andel af investeringen, der som nævnt for anlæg til staldforsuring har været 40%. Beregningerne af samlet effekt (Tabel 7) er dog gennemført med, såvel som uden forudsætning om dødvægtstab.

På baggrund af CVR-numre er antal dyreenheder inden for forskellige husdyrkategorier indhentet og lagt til grund for beregning af gyllemængder og effekter af forsuringen. Mængden af kvæg- og svinegylle, der behandles på anlæg opført med tilskud fra Landdistriktsprogrammet, er opgjort til 288.000 tons. Der findes ingen årlig opgørelse over den samlede mængde gylle med staldforsuring; Miljøstyrelsen angav en mængde på 1,3 mio. tons ved en workshop i Vejle i september 2016 (K. Peters, pers. medd.). Hvis det antages at repræsentere den behandlede mængde i 2015, så var mængden af staldforsuret gylle i 2014 ca. 1,1 mio. tons, og den samlede mængde staldforsuret gylle i 2017 1,4 mio. tons. Effekten af tilskud til staldforsuringsanlæg på ammoniaktab er på denne måde beregnet til en reduktion på 28 ton N. Tilsvarende beregnes tilskuddets effekt på metan-reduktion til 1756 ton CO₂-ækv., og effekten på lattergasemission til 515 ton CO₂-ækv.

Effekter på biodiversitet mv.

Der forventes ingen direkte effekt af gylleforsuring på N- eller P-balancer, eller biodiversitet. En videnskabelig rapport fra DCE (Jensen *et al.*, 2018) peger dog på et behov for mere viden om langtidseffekter på mobilitet af metaller og fosfor i dyrkningsjorden, og om fosformobilisering i vådområder i områder med udbringning af forsuret gylle. Ligeledes er der en indirekte effekt på biodiversiteten ved at ammoniakfordampningen reduceres, og dermed depositionen ift. sårbar natur.

Delkonklusion:

Forsuring af gylle i stalden reducerer ammoniaktab og emission af klimagasser. Energibesparelser i stalden vil reducere emissioner af CO₂ fra fossil energi, men omfanget kunne ikke kvantificeres nærmere i denne undersøgelse. Der forventes ingen direkte, men dog en væsentlig indirekte effekt af gylleforsuring på næringsstofftab eller biodiversitet, alt efter hvor- og i hvilket omfang tiltaget er udbredt.

4.4.7 Investeringsstøtte til biogas

Der ydes investeringsstøtte til biogas som bidrager til en forbedring af CO₂-balancen.

Effekter på næringsstoffer og klima

Der er givet tilskud til såvel gårdbiogasanlæg som biogafællesanlæg. Biogasanlæg behandler flydende husdyrgødning (gylle), men også en række andre biomasser, som tilsættes for at stimulere gasproduktionen. Energifremstillingen i biogasanlæg kan substituere fossil brændsel; i det følgende antages, at biogas substituerer naturgas. En sideeffekt af biogasbehandlingen er, at metan-emissionen under lagring af afgasset gylle reduceres (forudsat at biogas produceret i afkølingsfasen opsamles). Denne effekt gælder dog kun husdyrgødningen, idet den alternative håndtering af anden biomasse som regel ikke involverer lagring under forhold, fører til metan-emission.

For gårdbiogasanlæg er der givet tilskud på 30% af investeringsbudgettet, og for biogafællesanlæg har tilskuddet været 20 eller 30%. I lighed med gylleforsuringsanlæg er det uvist, om tilskuddet har været en forudsætning for anlæggenes etablering. Ifølge Brancheforeningen for Biogas har tilskuddet været en væsentlig forudsætning for den øvrige finansiering (Frank Rosager, pers. medd.). De følgende beregninger er dog baseret på den antagelse, at "dødvægtstab" svarer til den andel af investeringen, som er finansieret fra anden side eller, med andre ord, at effekter af Miljøteknologiordningen svarer til tilskuddets andel af investeringen til etablering af biogasanlæg på 20-30%. Beregningerne af samlet effekt (Tabel 77) er dog gennemført med, såvel som uden forudsætning om dødvægtstab.

Biogasbehandling medfører, at en andel af organisk bundet kvælstof mineraliseres og dermed bliver mere plantetilgængeligt. Eftersom udnyttelseskravet skal beregnes på grundlag af indgangsmaterialernes sammensætning (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017b), forventes ingen effekt af teknologien på mængden af udbragt kvælstof men risici for kvælstoftab kan påvirkes. Således angiver Sørensen og Børgesen (2015) en effekt på 1.5-3.0 kg N per dyreenhed (DE) på lang sigt af afgasning, Lavest effekt på tør lerjord, højest på våd sand. Ved 4 kg N /ton gylle svarer det til 0.06-0.12 kg N/ton. Eriksen et al. (2014) angiver tilsvarende en merudvaskning på 5 kg N/DE for svinegylle, for Kvæggylle 8 kg N/DE og for Fjerkræ-dybstrøelse 20 kg N/DE. I nærværende rapport anvendes på den baggrund en effekt på 0,1 kg N/ton gylle afgasset.

Mængderne af biomasse til gårdbiogasanlæg, som har modtaget støtte, udgør kun 1,3% af biomassen til biogafællesanlæg og vil derfor ikke blive behandlet yderligere. På baggrund af den oversigt over biogasanlæg, som har modtaget etableringsstøtte, er mængderne af biomasse leveret til hvert anlæg som dokumenteret i Landbrugsindberetningen. Den samlede mængde, som er opgjort på baggrund af enkeltleverancer fra landbrugsbedrifter, var her 1,3 mio. ton gylle samt 0,4 mio. ton anden biomasse. Mængden af gylle er mindre end den, som blev anført i Landbrugsstyrelsens oversigt over ordninger under LDP (Bilag II, Tabel 4) på 2,28 mio ton. Ifølge Mikkelsen et al. (2006) blev der i 2014 leveret 2,9 mio. tons gylle til biogasanlæg, og gylle udgør 80% af den samlede biomasse, svarende til en samlet mængde biomasse til

biogasanlæg i 2014 på 3,6 mio. tons. Det er uklart, om hele den mængde, som behandles på de nye anlæg, der har modtaget tilskud fra Landdistriktsprogrammet, er additiv i forhold til mængden i 2014. Det antages her, og i så fald er mængden af behandlet biomasse i 2017 5,3 mio. tons.

En beregning af klimaeffekt forudsætter, at gyllens indhold af organisk tørstofindhold fastsættes, og derfor er beregningen opgjort på grundlag af de indberettede biomasser og deres respektive tørstofindhold (baseret på NIRAS, 2013). Med antagelser vedrørende forhold mellem gylle og anden biomasse, og vedrørende sammensætningen af gylle, vil effekterne herunder kunne korrigeres til en anden gyllemængde.

For biogasfællesanlæg er den årlige CO₂-fortrængning beregnet under forudsætning af substitution af naturgas med omregningsfaktorer angivet af Sommer *et al.* (2001). Desuden er effekten af reduceret metan-emission under lagringen beregnet for gylle, men ikke for anden biomasse. Tilskuddets effekt i form af substitution af naturgas er på den baggrund beregnet til 85.500 t CO₂-ækv. Effekt af tilskuddet i form af reduceret metan-emission under lagring af gylle er beregnet til 2.313 ton CO₂-ækv.

Ifølge Olesen *et al.* (2018) vil der til sammenligning for et ton almindelig blandet gylle være en reduktion i de direkte klimagasser på 9,4 kg CO₂-ækv. (Olesen *et al.*, 2018). Hertil kommer reduktion i naturgasforbrug, svarende til 19,2 ton CO₂-ækv/kt, altså en samlet reduktion på 28,8 ton CO₂-ækv/kt gylle, hvilket anvendes som nøgletal i nærværende rapport.

Effekter på biodiversitet

Importen af N og P i biomasse er uden betydning for de samlede næringsstofbalancer, og derfor forventes ingen overordnet effekt af biogasbehandling på N- eller P-balancer, eller biodiversitet.

Delkonklusion:

Hovedeffekten ved øget biogas-produktion er et væsentligt reduceret udslip af klimagasser, dels gennem substitution af fossil energi, og dels gennem reduktion af metan-emission under lagring. Effekter på næringsstofftab og biodiversitet er ubetydelige i den aktuelle sammenhæng.

4.4.8 Økologisk investeringsstøtte, erhvervsudvikling og innovation, samt landskabs- og biotopforbedrende foranstaltninger

Tilskudsordningen til investeringer i nye teknologier på økologiske bedrifter giver jf. Landbrugsstyrelsen (2018b) støtte inden for følgende seks indsatsområder: svin, kvæg, frugt, bær og grønt, planteavl, æg og fjerkræ, samt får og geder. Der gives særligt tilskud til indkøb af teknologi (udstyr og materialer), installering og montering af udstyr, og ekstern konsulentbistand, dog alene i forbindelse med bistand til selve projektet, og ikke til udarbejdelse af ansøgningen. Ordningen er en del af regeringens Fødevarer- og landbrugspakke, og skal jf.

Landbrugsstyrelsen (2018b) medvirke til at forøge den økologiske produktion. Derved er effekten af ordningen indbefattet i den under afsnit 4.4.2 beskrevne størrelse og effekt af en øget økologisk produktion.

Den anden ordning vedr. "Erhvervsudvikling og Innovation" har jf. Miljø- og Fødevareministeriet (2017b) til formål at styrke landbrugets konkurrenceevne, fremme viden-overførsel og innovation samt medvirke til en fortsat bæredygtig udvikling af landbruget. Herunder udvikling og implementering af teknologier og nye processer og praksisser inden for indsatsområderne dyrevelfærd, økologi, klima, natur og miljø, biodiversitet, fødevarer sikkerhed og MRSA. Der er i perioden siden 2015 igangsat 72 projekter for i alt 17.017.984 kr., og det vurderes at effekten af disse projekter, ligesom ovenstående ordning om økologisk investeringsstøtte, vil være udtrykt gennem de målte effekter af de øvrige ordninger listet i

Tabel 3.

Igennem landdistriktsprogrammet gives endvidere støtte til landskabs- og biotopforbedrende beplantninger, rydning og forberedelse til afgræsning i Natura 2000-områder, græsningsprojekter, miljø- og naturprojekter samt særlige levesteder for bilag IV-arter. Disse ordninger er bl.a. indført med henblik på at kunne leve op til Danmarks forpligtelser i forbindelse med EU's Habitatdirektiv, og er i et vist omfang en videreførelse af tidligere landdistriktsordninger (Cowi 2014). Det vurderes således at den særskilte ekstra effekt af CAP13+ reformen ift. disse ordninger er marginal.

Delkonklusion:

Investeringer i miljøvenlige og økologiske produktionsformer vil generelt kunne have en positiv effekt ift. næringsstoffer og klima, ligesom målrettede biotopforbedringer isoleret set vil give en væsentlig øget biodiversitet, men det vurderes at disse effekter enten er udtrykt gennem den målte effekt fra de øvrige ordninger eller er svært kvantificerbar, da den vil variere meget fra projekt til projekt.

4.4.9 Skovrejsning

Skovrejsning har jf. Bilag II (afsnit 7.2) til formål "at etablere nye skove, der forbedrer vandmiljøet og naturen ved en reduktion af kvælstof til søer, fjorde og/eller indre farvande". Det vil derved bidrage positivt til naturen, vandmiljøet og klimaet, at nye skove etableres. Bemærk, denne rapport gennemgår ikke ordningen for Bæredygtig skovdrift, da den vedrører ikke landbrugsmæssige arealer.

Effekter på næringsstoffer og klima

Ifølge Eriksen *et al.* (2014) vil reduktionen i udvaskning ved skovrejsning på tidligere landbrugsjord afhænge af, hvilken arealanvendelse der bliver fortrængt. "På langt sigt vil skovrejsning ved en gennemsnitsbetragtning give en årlig reduktion i udvaskning på ca. 50 kg N/ha, idet den gennemsnitlige udvaskning for landbrug er modelberegnet til ca. 62 kg N/ha (Børgesen *et al.*, 2013)".

Der vil desuden være en lille men ikke kvantificerbar reducerende effekt af skovrejsning på fosfortabet, som dog kun opnås når skovrejsningen sker i et område med risiko for fosfortab (Eriksen *et al.*, 2014). For arealer med risiko for erosion og overfladeafstrømning kan det forventes, at fosfortabet reduceres med 0,06-0,25 kg P/ha (Kronvang og Rubæk, 2005) pga. det permanente plantedække.

Af Eriksen *et al.* (2014) fremgår endvidere at den samlede klima-effekt af skovrejsning er en sum af effekter vedr. lattergas og energiforbrug og den skønnede ændring i kulstoflager i forskellige vækstperioder, hvor den samlede effekt er en reduceret udledning på 2,31-4,21 ton CO₂-ækv/ha, hvor det lave estimat repræsenterer det korte sigt efter skovrejsning (ca. 5 år), og det høje estimat repræsenterer et mellemlangt sigt (5-20 år)."

Effekter på biodiversitet

Skovrejsning på landbrugsjord er generelt meget positivt for biodiversiteten relativt til planteavl. Effekten er størst hvis der bruges hjemmehørende træarter. Det skyldes, at jordforstyrrelse, gødskning og pesticidforbrug er meget mindre ved skovrejsning end ved anden planteavl, og at mange arter er tilknyttet træer og den habitat træerne skaber. Graham *et al.* (2017) fandt i et irsk sammenlignende studie at skovrejsning i alle tilfælde udgjorde en fordel for fuglelivet, og at fordelene var størst når skovrejsningen skete med udgangspunkt i landbrugsjord. Skovrejsning vurderes dog ikke på kort sigt at bidrage væsentligt til beskyttelsen af biodiversitet, der er typisk for skov (Johannsen *et al.*, 2013), da det tager mange år at skabe levesteder for sårbare og truede arter. Det er yderligere et plus, hvis skovrejsningen placeres så den medvirker til at skabe sammenhæng/korridorer mellem naturområder, hvor landbrug kan virke som en barriere. Udover at have positive biodiversitetseffekter har skovrejsning haft som sit primære formål at beskytte grundvand, ophobe kulstof og reducere pesticid og næringsstoffbelastning (Johannsen *et al.*, 2013).

Vestskoven, der blev etableret på dyrkningsjord vest for København i 1967, som et af de første skovrejsningsprojekter er et eksempel på at meget biodiversitet indfinder sig på 50 år. En søgning på Danmarks Svampeatlas (2018) viser, at der fra 1994 til 2017 er registreret 92 fund af rødlistede svampe fordelt på 29 arter i Vestskoven, heriblandt en art som børstepigsvamp, der er tilknyttet dødt ved. Dog kan det bemærkes at skovrejsning på landbrugsjord, som erstatning for tab af gammel skov, kan lede til et stort nettotab af biodiversitet, som det kan tage årtier, ja i enkelte tilfælde endog årtusinder at indhente, alt efter hvilken skovtype der er gået tabt. Tabet af biodiversitet fra rydning af gamle etablerede skove kan således være mange gange større end den umiddelbare gevinst ved etablering af skovrejsning på landbrugsjord.

Biodiversitetseffekten afhænger af træartsvalg. Det er mere positivt for biodiversiteten hvis der dyrkes hjemmehørende arter, hvis der dyrkes flere arter sammen og hvis der er overvægt af løvtræer. Lysninger og træer der lader lys komme til skovbunden er ligeledes positivt. Der var i 2016 2.100 hektar med skovrejsning, men der er ikke oplysninger om træartsvalg og i hvilket omfang der er anvendt blandinger af hjemmehørende arter. På trods af dette vurderes biodiversitetseffekten høj, hvor skovrejsningen er sket med udgangspunkt i dyrkningsjord.

Delkonklusion:

Skovrejsning kan bidrage både til en reduceret kvælstofudvaskning, en reduceret netto udledning af CO₂ og giver især på længere sigt muligheder for et stort bidrag til en øget biodiversitet i Danmark.

5. Sammenfatning

5.1 Samlet effekt af CAP13+ tiltagene på kvælstof, fosfor, klima og biodiversitet

I dette afsnit sammenfattes først den isolerede effekt af alle de gennemgåede tiltag på hhv. kvælstof (både nitrat- og ammoniak-tab), fosfor (risiko for tab til vandmiljøet), klima (samlet CO₂-ækvivalenter udledning), samt relative ændringer i jordens kulstofpuljer, og i biodiversiteten (angivet i Tabel 9 med en relativ skala fra + til +++). Efterfølgende kvantificeres den samlede effekt på kvælstof (målt i kg N per år) og klima (målt i kg CO₂ ækvivalenter per år, incl. effekten af ændringer i jordpuljen), samt den samlede relative effekt på biodiversiteten (Tabel 10). Bemærk, at i denne tabel er kun medtaget effekten af de tiltag, som samlet set forventes at have en betydelig og sikker kvantificerbar effekt. Dvs. når den arealmæssige effekt på det konventionelt dyrkede, permanente græsareal har været meget lille, er der ikke kvantificeret nogen effekt ift. disse arealer, da denne effekt samlet set er begrænset. Derfor er effekten på fosfor heller ikke medtaget. Til slut er den summerede effekt af alle de kvantificerede ordninger samlet i Tabel 11, med intervaller for hvor stor en del af denne effekt der reelt skyldes CAP13+ reformen, under forskellige forudsætninger af dødvægtstab (dvs. fraregnet den del af den kvantificerede effekt, som kunne være indtruffet uden indførslen af CAP13+).

Tabel 9 sammenfatter således de potentielle effekter for hver af de ovenfor gennemgåede ordninger, uden at tage hensyn til ordningens omfang eller dødvægtstab i CAP'en. Dvs. hvis ordningen har et meget lille omfang, kan den samlede effekt under CAP13+ godt være ubetydelig, selvom den isolerede effekt af det enkelte tiltag i Tabel 9 angives som stor. Fx er der i Tabel 9 isoleret set angivet en stor effekt fra konvertering til permanente græsarealer, men da CAP13+ jf. Tabel 2 kun har haft en ringe effekt på det permanente græsareal, er den total effekt fra vedvarende græs alligevel meget lille. Dette fremgår således af Tabel 10 og Tabel 11, hvor den totale effekt af CAP'en er samlet, og hvor de ordninger, der vurderes at have en ubetydelig og usikker samlet effekt, er markeret med * i Tabel 10. Dette gælder således effekten af ændringer i det konventionelt dyrkede permanente græsareal (markeret med * i Tabel 10), der ikke er medtaget under opgørelsen af CAP'ens samlede totaleffekt i Tabel 11.

I forhold til reduktion af kvælstoftab til miljøet (dvs. summen af udvaskning og ammoniaktab), ses der umiddelbart den største effekt for permanent græs, slåningsbrak med græs, og for dyrkning af efterafgrøder. Desuden ses en stor kvælstofreducerende effekt af "N-vådområder" samt etablering af lavbundsprojekter, ligesom forsuring af gylle, særligt i stalden, er særdeles virksomt til at reducere kvælstoftabet ved ammoniakfordampning. Økologisk jordbrug og flere af de andre listede tiltag ses også at have en betydelig effekt. Kvælstoftab i form af lattergastab medregnes under klimagasser, dersom dette tab har signifikant betydning for den samlede klimaeffekt.

I forhold til reduktion af fosfortab er P-vådområder det eneste virkemiddel der har en entydig reduktions-effekt, idet virkningen af de øvrige virkemidler enten afhænger meget af, om virkemidlet implementeres i områder med stor risiko for P-tab, eller virkemidlet har ingen direkte effekt på fosfor (fx som for forsuring, pleje af græs- og naturarealer, flere afgrødekategorier, eller for den sags skyld blomsterbrak, der fungerer som en omdriftsafgrøde).

I forhold til reduktion i udslippet af klimagasser, og herunder effekten på kulstoflagring, har en række af virkemidlerne desuden en effekt. Det gælder særligt permanent græs, men også udtagning af lavbundslande, mens også skovrejsning, slåningsbrak, forsuring af gylle og omlægning til økologisk jordbrug ligeledes kan have en betydelig effekt. Biogas vil desuden have en stor effekt, særligt gennem fortrængning af fossil energi.

De listede virkemidler bidrager generelt positivt til biodiversiteten, idet den specifikke effekt på forskellige typer af biodiversitet jf. kapitel 4 varierer fra virkemiddel til virkemiddel. Dog ses kun en ubetydelig effekt fra efterafgrøder, og gylleforsuring bidrager kun indirekte til en øget biodiversitet, ved at ammoniak-depositionen til sårbar natur mindskes. Desuden vil energibesparelser i stalde, biogas og diverse andre anlægsinvesteringer ikke fremme biodiversiteten (og er derfor sat i parentes), dog undtaget hvis der direkte investeres i biotopforbedringer.

Tabel 9. Oversigt over den marginale, potentielle virkning for hver af de gennemgåede CAP13+ tiltag implementeret under De Grønne Krav, og Miljøordningerne under Landdistriktsprogrammet 2015-2017, uden at der er taget hensyn til omfanget af den enkelte ordnings implementering eller evt. dødvægtstab. De angivne virkninger er; +: Lille, ++: Nogen, og +++: Stor positiv virkning for miljø, klima og biodiversitet (jf. kapitel 4). Ingen af de listede ordninger har væsentlige negative virkninger. Tomme felter betyder ingen betydelig virkning. Parenteserne for fosfor betyder, at virkningen er usikker eller ikke kvantificerbar, fordi virkningen afhænger af, om tiltaget implementeres i for nærværende undersøgelse ukendte områder med særlig risiko for tab til miljøet. *) Virkningen af øvrige investeringer afhænger af typen af investering; fx er der stor biodiversitetseffekt af biotopforbedringer.

De Grønne Krav:	Kvælstof	Fosfor	Klima	Jord-C	Biodiversitet
Flere afgrødekategorier					+
Permanent græs	+++	(++)	+++	+++	++
Slåningsbrak	+++	(+)	+	++	+
Blomsterbrak	+				+
Lavskov	+	(+)	+	++	+
Randzoner	++	(+)	+	+	++
Efterafgrøder	+++				
GLM søer og fortidsminder		(+)			+
Landdistriktsprogrammet:					
Pleje af græs og naturarealer					+++
Økologisk arealtilskud	++	(+)	+	+	+
Naturlige vandstandsforhold	++	(+)	+	+	+++
Lavbundsordningen	+	(+)	++	+++	++
P vådområder	++	+++	++	+	++
N vådområder	+++	(+)	++	++	++
Forsuring af gylle	+++		++		+
Energibesparelser i stalde.			++		
Investeringstøtte til biogas (fra gylle og anden biomasse)	+	(+)	++		
Øvrige investeringer, herunder biotopforbedringer*	+	(+)			++
Skovrejsning	++	(+)	+	++	++

I Tabel 10 er de kvantitative effekter per implementeret mængdeenhed i CAP13+ (dvs. per ha areal eller per ton) samlet for hver af de CAP13+ elementer, der vurderes at have en betydelig samlet effekt på biodiversiteten eller på tab af kvælstof eller drivhusgasser. De elementer, hvor mængdeenheden er så lille at den samlede effekt bliver ubetydelig, eller hvor effekten er meget usikker er udeladt. Fosfor er ikke medtaget

i oversigten, da det kun er for de egentlige P-vådområder, der i Tabel 9 er angivet en sikker entydig effekt, og det etablerede areal med P-vådområder er meget begrænset (i alt 57 ha, jf.

Tabel 3). I Tabel 10 er således markeret de ordninger (*), der vurderes enten af have en ubetydelig- eller en meget usikker samlet effekt.

*Tabel 10. Oversigt over effekterne per enhed af tiltagene ifm. De Grønne Krav under søjle 1 i CAP13+, og Miljøordningerne under Landdistriktsprogrammet 2015-2017, opgjort som reduceret tab til miljøet i form af kvælstof og klimagasser (for intervaller er midtpunktet angivet i parentes). Effekten på biodiversiteten angives på den relative skala fra Tabel 9. Effekten af forfor er ikke kvantificeret, men diskuteres i teksten. Tiltag markeret med * angiver, at den samlede effekt er vurderet som enten usikker eller ubetydelig, for eksempel fordi et meget lille areal er etableret 2015-2017, og at disse tiltag derfor ikke indgår i den efterfølgende kvantificering af den samlede CAP13+ effekt; se også teksten. **) for N-vådområder hhv. etableret areal/ areal med tilsagn til etablering jf.*

Tabel 3. #) I

Tabel 3 er angivet 2100 ha skovrejsning i 2016; hvis samme frekvens for skovrejsning antages i hver af årene 2015-2017 ville arealet være tre gange så højt.

De Grønne Krav	Ændring 2014-2016/17	Kvælstof (kg N/enhed)	Klima (t CO ₂ - ækv/enhed)	Biodiversitet (relativ)
Flere afgrødekategorier	*			
Permanent græs (konventionel)	*			
Slåningsbrak	13.963 ha	35-58 (46,5)	1,2-1,6 (1,4)	+
Blomsterbrak	1.289 ha	0	1,2-1,6 (1,4)	+
Lavskov	*			
Randzoner	2.184 ha	37-74 (55,5)	1,6-4,4 (2,9)	++
Efterafgrøder	*			
GLM søer og fortidsminder	*			
Landdistriktsprogrammet				
Pleje af græs og naturarealer	30.829 ha	*	*	++
Økologisk arealtilskud:				
Ændring i areal	75.000 ha	10-17 (13,5)	0,6	+
Fastholdt areal	153.000 ha	10-17 (13,5)	0,6	+
Naturlige vandstandsforhold	11.322 ha	6,5	>0	+++
Lavbundsordningen	*			++
P vådområder	*			
N vådområder **	2.212/4.297 ha	100	0,3	++
Forsuring af gylle	288 kt	0,24	20	+
Energibesparelser i stalde.	*			
Investeringsstøtte til biogas (fra gylle og anden biomasse)	1.700 kt	0,1	28,8	0
Øvrige investeringer, herunder biotopforbedringer	*			
Skovrejsning #	2.100 ha	50	2,3-4,2 (4,0)	++

De ordninger, der vurderes at have en betydelig samlet kvælstof, klima eller biodiversitets-effekt, og derfor kvantificeres, er: slåningsbrak og blomsterbrak, randzoner, arealer omfattet af økologisk arealtilskud, N-vådområder, etablering af naturlige vandstandsforhold, forsuring af gylle, investering i biogas og skovrejsning. Værdierne for disse effekter er estimeret ud fra baggrundsafsnittene i kapitel 4.

Effekten af følgende grønne krav er derimod ikke kvantificeret: Flere afgrødekategorier, idet effekten på næringsstoffer og klima er ubetydelig og effekterne på biodiversiteten er begrænset. Effekten af ændret

permanent græsareal på konventionelle bedrifter er ligeledes begrænset (Jf. Tabel 2 er arealet faldet med 10.496 ha i perioden, svarende til 0,2%-point af det anmeldte konventionelle landbrugsareal, og der er ikke indikationer på at det totale græsareal er påvirket betydeligt af de indførte krav, ligesom usikkerheden ift. definitioner af de forskellige græskategorier er stor). Tilsvarende er arealet med lavskov kun faldet marginalt, hvilket bl.a. kan tilskrives at tidligere anmeldte arealer er udgået fra det anmeldte landbrugsareal, og ændringen vurderes at være under bagatelgrænsen. Det samme gælder for efterafgrøder og GLM søer og fortidsminder.

Med baggrund i nøgletallene/intervalmidtpunkterne fra Tabel 10 kan estimerer for den samlede CAP13+ reforms effekt i perioden 2014-2017 nu estimeres for hvert af de tiltag der vurderes at have haft en betydelig samlet virkning (Tabel 11). Herunder kan den samlede effekt opgøres for forskellige forudsætninger for dødvægtstab, idet effekten for hver af de kvantificerede ordninger er vist for to valgte sæt af faktorer for dødvægtstab: Høj og lav.

Tabel 11. Den samlede estimerede effekt af CAP13+ reformen estimeret for kvælstof, klima og biodiversitet, givet ved summen af ordninger med en vurderet betydelig effekt. Den nedre ende af intervallet svarer til en situation med de indikerede høje dødvægtsfaktorer, mens den øvre ende af intervallet svarer til en situation med vurderet lav dødvægt. *) For N-vådområder angives det nedre punkt i intervallet for det aktuelt etablerede areal i Tabel 10, mens det øvre punkt i intervallet angives for det areal, der i alt er givet tilsagn til i perioden 2014-2017.

	Dødvægtsfaktor		Kvælstof	Klima	Bio- diversitet
De Grønne Krav:	høj	Lav	(t N)	(kt CO ₂ -eq)	
Slåningsbrak	25%	0%	500-650	15-20	+
Blomsterbrak	25%	0%	0	1-2	+
Randzoner	25%	0%	90-120	5-6	+
Landdistriktsprogrammet:					
Pleje af græs og naturarealer	25%	0%			++
Økologisk arealtilskud:					
Ekstra areal	50%	0%	500-1.000	25-50	+
Fastholdt areal	100%	33%	0-1.400	0-66	+
N vådområder*	5%	0%	210-430	1-2	++
Naturlige vandstandsforhold	5%	0%	70-74	0	+++
Forsuring af gylle	60%	0%	28-70	2-6	+
Investeringstøtte til biogas (fra gylle og anden biomasse)	75%	0%	40-170	12-49	0
Skovrejsning	35%	0%	70-105	5-8	++
Samlet effekt:			1.400-3.800	65-206	+

For det høje sæt af dødvægtsfaktorer er som et eksempel regnet med nogenlunde de samme størrelsesordner af dødvægtstab som i evalueringen af Det Danske Landdistriktsprogram (COWI, 2014), sammenholdt med at det anslås, at 50% af stigningen i det økologiske landbrugsareal skyldes ordningen med økologisk arealstøtte. Der kan argumenteres for, at også en del af det fastholdte økologiske areal skyldes støtteordningerne i CAP13+, hvilket ved fx en dødvægtfaktor på 50% i stedet for 100% ville svare til en ekstra effekt på hhv. 933 t N og 44 kt CO₂-eq. Dødvægtstab for de to investeringsordninger er jf. afsnit 4.4.6- 4.4.8 sat ud fra den gennemsnitlige tilskudsandel, hhv. 40% for forsøringsanlæg og 25% for biogasanlæg (dvs. dødvægtsfaktoren er 60% og 75%, jf. principperne i Energistyrelsen 2011). Til sammenligning angiver den seneste slutevaluering af Landdistriktsprogrammet et dødvægtstab på 39% for kategorien miljøteknologi, hvilket således er indenfor det i nærværende rapport angivne interval for de vurderede høje og lave dødvægte for tilskud til gylleforsuring og biogas. Den positive effekt på biodiversitet knytter sig i særligt til landdistriktsordninger ifm. vådområder, pleje af græs og naturarealer samt skovrejsning.

For sættet af lave dødvægtsfaktorer er der regnet med, at hele den i Tabel 10 viste ændring fra 2014-2017 (i areal- eller mængdeomfang relateret til ordningerne) skyldes udbetalingerne gennem de tilsvarende ordninger. Desuden er der jf. afsnit 4.4.2 regnet med at "kun" 33% af det nuværende økologiareal vil kunne opretholdes, hvis det økologiske arealtilskud stoppede. I denne situation ville biodiversitetseffekten fra omlægning til- og fastholdelse af økologisk jordbrug således vægte højere.

Det må understreges, at usikkerheden ved vurdering af ovenstående dødvægte er stor, og at ovenstående intervaller således blot skal ses som et kvalificeret skøn. Som nævnt ville fx en ændret vurdering af dødvægtfaktoren for fastholdelse af det økologiske areal kunne føre til en betydelig højere vurderet mindste effekt af denne ordning (givet ved hhv. 933 t N og 44 kt CO₂-eq. højere nedre intervalværdier, hvis dødvægtfaktoren blev sat til 50%). Tilsvarende vil ændrede skøn for de øvrige ordninger kunne have en partiel effekt, svarende til de nøgletal der fremgår af Tabel 10, og oversigten over alle ordningernes potentielle effekter i Tabel 9.

5.2 Konklusion og Perspektivering

Alt i alt viser ovenstående resultater en række positive effekter af de grønne krav og landdistriktsordningerne under CAP13+ reformen, både ift. biodiversiteten og ift. næringsstoffer og klima. For næringsstoffer gennemgår rapporten effekterne på kvælstof (N) og fosfor (P), men kun kvælstofeffekten kvantificeres, idet størrelsen af P-effekten er meget afhængig af om tiltagne implementeres i for nærværende undersøgelse ukendte områder med særlig risiko for tab til miljøet, og idet det kun er for den målrettede og hidtil meget begrænset implementerede ordning med P-vådområder, der er fundet en sikker, entydig P-effekt. Klimaeffekten er opgjort i CO₂-ækvivalenter, som den samlede klimaeffekt fra udledning af klimagasser i form af lattergas, metan og kuldioxid (herunder udledninger ved fossilt energiforbrug og ændringer i jordens pulje af kulstof, C). Den relative forskel på CAP13+ ordningernes effekt på Jord-C er desuden gennemgået særskilt, tillige med en kvalitativ vurdering af de forskellige ordningers effekt på biodiversiteten. Det skal betones, at nærværende opgørelser udelukkende er foretaget på baggrund af litteraturstudier og tilhørende teoretiske betragtninger, og at opgaven ikke har omfattet indsamling af nye data, som særligt ville have været nødvendig for bedre at kvantificere biodiversitetseffekterne, og opnå mere sikre værdier for de kvantificerede effekter på næringsstoffer og klima. Da der i nærværende studie ikke er målt effekter udgør opgørelserne således udelukkende forventede effekter af udviklingen fra 2015-2017.

Total set viser opgørelserne af CAP13+ reformens effekt en kvælstofreduktion på op til 3,8 mio. kg N, og en reduktion af klimagas-udledningen på op til 0,2 mio. ton CO₂-ækv. årligt. Dette svarer til en reduktion på ca. 2% af landbrugets samlede kvælstoftab i form af nitrat og ammoniak (der ifølge Hutchings et al. 2014 udgjorde 151+43 kt N i 2010), og ligeledes en reduktion på op til ca. 2% i landbrugets samlede klimagas-udledning ifølge Dalgaard et al. (2011). Imidlertid er der stor usikkerhed på disse opgørelser, og det er svært at sige hvor

stor en andel af denne reduktion der reelt kan tilskrives CAP13+. Dvs. der er et betydeligt dødvægtstab, ved at en del af den effekt ordninger har haft også ville være indtruffet uden CAP13+ reformen. For at belyse dette, er der regnet på to situationer, hhv. en situation med et antaget højt dødvægtstab, og en situation med et antaget lavt dødvægtstab, idet omfanget af disse tab varierer betydeligt mellem ordningerne, og idet disse effekter kun er kvantificeret for de ordninger, som vurderes at have haft en væsentlig effekt enten på kvælstof, klima eller biodiversitet.

Situationen med de højeste dødvægtstab ift. CAP13+ reformens effekt, viser en samlet reduktion i N-tabet på ca. 1.400 t N og en reduktion i udslippet af klimagasser på i alt ca. 65 kt CO₂-ækv. Dertil kommer en forholdsvis bredt funderet, men moderat forøgelse af biodiversiteten på- og omkring en del af de konventionelle såvel som de økologiske omdriftsarealer, og ved lavbundsprojekter og vådområde- og skovrejsningsprojekter.

Situationen med det lave dødvægtstab viser tilsvarende effekter svarende til en reduktion i N-tabet på ca. 4.000 t N og en reduktion i udslippet af klimagasser på i alt ca. 206 kt CO₂, og en noget større biodiversitetseffekt end i situationen med et højere dødvægtstab. For klimaeffekten spiller især etableringen af nye biogasanlæg en dominerende rolle, og i det omfang at tilskud fra Landdistriktsprogrammet har skabt grundlaget for den øvrige finansiering, har effekten været relativt stor. Effekten af økologisk arealtilskud vejer også tungt, både ift. effekt på N-udledning og klima, og særligt i situationen med antaget lav dødvægt for både støtten til fastholdelse af det eksisterende økologiareal og for det ekstra areal omlagt. I en situation med en høj dødvægt, hvor økologiarealet ville være fastholdt selv uden støtte, og en stor del af det ny-omlagte areal ville være omlagt også uden CAP13+ reformens særlige ordninger til støtte af omlægning, ville effekten af økologiordningerne derimod være relativt mindre. For andre ordninger er effekten af CAP13+ dog mere sikker, både i situationen med en antaget lav og en antaget høj dødvægt; det gælder særligt for de ordninger der har en høj effekt på biodiversiteten; nemlig ordningerne til etablering af naturlig vandstand og ordningerne til etablering af egentlige vådområder, samt til dels ordningen omkring pleje af græs og naturarealer.

I tillæg til disse konklusioner bemærkes, at det flertal af ordninger under CAP13+, der ikke er nævnt i Tabel 77, vurderes til ikke at have haft nogen særlig stor effekt. Derudover må det bemærkes at en meget stor del af den estimerede effekt skyldes ordningerne under landdistriktsprogrammet (økologi, vådområder og skovrejsning). Dette svarer til European Court of Auditors (2017) konklusion om, at grønningen under CAP13+ ikke har haft de ønskede, signifikante, positive effekter ift. miljø, klima og naturbeskyttelse, og at en gentænkning af CAP'en derfor må anbefales.

Afsluttende diskussion og perspektivering

Analyserne i nærværende rapport viser, hvor svært det kan være at opgøre de reelle virkninger af CAP13+ reformen på næringsstoffer, klima og biodiversitet. Således kunne der argumenteres for, at det anvendte sæt af "høje" dødvægte skulle være højere. Hvis de således alle blev sat til 90% (og effekten af det fastholdte økologiske areal fortsat ikke blev medtaget) ville den estimerede effekt på kvælstof og udslip af klimagasser være betydeligt lavere (hhv. 213 t N og 14 kt CO₂), ligesom den reelle effekt på biodiversiteten ville være meget begrænset. Der er dog også faktorer der ville trække i den anden retning. Fx er den meget betydelige effekt af biogas nok meget konservativt vurderet, og selvom effekterne af de ordninger der ikke er medtaget i Tabel 11, jf. Tabel 10 er marginale, vil ordningerne dog (jf. Tabel 9) generelt set kunne have en samlet positiv effekt, som ikke er inkluderet i de samlede opgørelser. Desuden bør det bemærkes, at det totale omfang af ordningerne har været stigende i perioden 2015-2017, og forventes yderligere at stige betydeligt i de kommende år (jf. bl.a. de nævnte allerede givne tilsagn for flere af de ordninger som har en stor effekt), og at støtteordningerne i tråd med Landbrugs- og Naturkommissionens anbefalinger, samt Fødevarer- og Landbrugspakken og Naturpakken i højere og højere grad målrettes der hvor der vil være den største effekt. Endeligt må det bemærkes at de angivne effekter i Tabel 9-Tabel 11 er årlige effekter, og den summerede effekt vil derfor øges over år, og de tiltag der har den største varighed vil derved have den største samlede effekt set på lang sigt.

Effekterne af landbrugets strukturudvikling og generelle effektivitetsudvikling diskuteres indledningsvis i nærværende rapport, og kan specielt på lidt længere sigt være afgørende for CAP13+ reformens effekt på næringsstofudledningen, klimaet og biodiversiteten. Imidlertid viser Jensen *et al.* (2016) en forholdsvis konstant strukturudvikling ift. de afgrøder der dyrkes og udviklingen i det samlede dyrkede areal, hvilket også jf. Figur 1 har været tilfældet i perioden 2014-2017. Når Danmark Statistik jf. afsnit 2.1 viser, at faldet i det dyrkede areal tilsyneladende har været højere i 2014-2017 end i den foregående reform-periode, kan det skyldes at en del landbrugsarealer ikke længere kan klassificeres som støtteberettiget landbrugsjord, men antageligt har en uændret arealanvendelse. Andre forhold der kan spille sammen med effekten af CAP13+ reformen er de eksisterende krav om god landbrugsmæssig praksis og krydsoverensstemmelse med øvrig lovgivning, særligt på miljø- og naturområdet. Effekterne heraf diskuteres afslutningsvis i de kommende to afsnit, og herunder de særlige forhold der gør sig gældende ifm. Fødevarer- og Landbrugspakken, der kom til i den betragtede periode. Alt i alt vurderes disse forhold dog ikke at have afgørende indflydelse på den ovenstående, samlede konklusion.

Effekter af krydsoverensstemmelse

Foruden de gennemgåede grønne krav under søjle 1 og landdistriktsprogrammets miljøtiltag under søjle 2 indeholder EU's landbrugspolitik et krav om krydsoverensstemmelse (*Cross Compliance*), der betyder at landbruget for at få udbetalt EU-støtte skal opfylde et katalog af miljøregler mv. knyttet til den eksisterende danske lovgivning (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen 2017c). Dette krav kan have effekter på natur og miljø, og kan til dels overlappe med effekterne fra de grønne krav og landdistriktsprogrammets miljøtiltag (European

Court of Auditors, 2017). De danske krav til krydsoverensstemmelse har dog været næsten konstant i hele perioden 2014-2017, og det er gennem lovgivningen så vidt muligt sikret, at der ikke er overlap mellem de tre typer af regulering, så det vurderes, at dødvægtstabet ved dette overlap har været minimalt.

Indirekte effekter af den danske miljøpolitik og kvælstofregulering

I perioden frem til og med 2015 havde Danmark et system til reduktion af de kvælstofnormer landbruget måtte gøde efter, og udvaskningen af kvælstof (N) ved at udtage landbrugsarealer til brak, randzoner og skovrejsning kan her indirekte være påvirket af om lands N-kvoten reduceres ift. at disse arealer ikke får kvælstofgødning. Lande N-kvoten havde et loft, men blev dog reguleret i ift. afgrødefordelingen, der betød, at N-kvoten blev korrigeret, hvis der f.eks. blev dyrket mere græs, som optager mere kvælstof end f.eks. korn. Denne N-kvotepolitik resulterede i N-normreduktioner der varierede fra år til år. N-kvoten blev ophævet fra 2016 som følge af Fødevarer- og Landbrugspakken.

Den tekniske justering af N-kvoten ift. udtagne areal blev indført med aftalen om Grøn Vækst i 2009. Justeringen betyder at N-kvoten for hele landet korrigeres i forhold til nedgangen i landbrugsarealet. Justeringen foretages ved normberegningen og sker et år før det aktuelle år, hvor gødnings N-normen skal anvendes.

Med udgangspunkt i den såkaldte baseline 2021 (Jensen *et al.*, 2014) tages kvælstof ud af lands N-kvoten, svarende til en nedgang i det dyrkede areal på 10.000 ha for hvert af årene 2013-2015. Nedgangen skyldes primært, at arealer inddrages til byudvikling og infrastruktur, men også til skovrejsning m.m. I den tekniske justering trækkes der gødning ud af lands N-kvoten, der svarer til forbruget for det landbrugsareal der forventes at overgå til en anden arealanvendelse. For N-kvoteberegningen for 2015 tages yderligere kvælstof ud svarende til et randzoneareal på 38.541 ha. Dvs. der er beregningsteknisk taget kvælstof ud af N-kvoten, således at arealer der tages ud af landbrugsproduktion som f.eks. brak, randzoner, lavbundsarealer mv har en effekt på udvaskningen, fordi gødningsforbruget på det resterende landbrugsareal teknisk i beregningerne holdes konstant. N-kvoteberegningerne foretages forud for det aktuelle år og derfor kan man ikke vide, om det dyrkede areal reelt bliver som forudsat i den tekniske justering. Reelt var der kun en lille ændring i det dyrkede areal fra 2014 til 2015 (Figur 1). Det opgjorte, dyrkede areal uden skov udgjorde 2.661.284 ha i 2014 og 2.663.189 ha i 2015, og vi har derfor haft den situation, at der er taget kvælstof (144,6 kg N/ha) ud af den landsdækkende N-kvotepolitik, fordi man forlods regnede med at det dyrkede areal ville falde med 10.000 ha. Men i virkeligheden faldt det dyrkede areal ikke mellem de to år. Randzonearealet var lidt mindre (29.407 ha) end forudsat i N-kvotepolitikken. For det aktuelle år 2015 betyder det derfor, at når den gennemsnitlige N-kvotepolitik ikke stiger, og det dyrkede areal ej heller stiger, er der forventelig ikke en nedgang i N-udvaskningen betinget af et mindre dyrket areal. Men udtagningen til brak, randzoner og skov betyder at N-udvaskningen ville være højere, hvis ikke N-kvoten var blevet justeret. Der er derfor forventelig frem til 2015 en ekstra indirekte effekt ved at tage landbrugsareal ud af produktion til brak, randzoner og skov, som reducerer den total N-udvaskning, oveni den direkte effekt sådanne arealanvendelsesændringer har på udvaskningen (jf. bl.a. afsnit 4.3.1-4.3.3

og afsnit 4.4.8), og som også vil være effektiv i årene efter 2015. Altså er effekten af CAP13+ ordningerne til udtagning af landbrugsjord, grundet ændringerne i den øvrige danske lovgivning, relativt set mindre i dag, end de var i 2015 da reformen trådte i kraft.

Sammenfattende konklusion

De grønne elementer i CAP13+ reformen har samlet set for dansk landbrug i perioden 2015-2017 haft en positiv miljøeffekt ift. næringsstoffer, klima og biodiversitet. En del af denne effekt skyldes opfyldelsen af de grønne krav, fx gennem braklægning og etablering af randzoner; - men størstedelen af den estimerede effekt skyldes ordningerne under landdistriktsprogrammet (såsom økologi, vådområder og skovrejsning, samt ikke mindst ordninger til investering i ny teknologi såsom biogas og gylleforsuring). Herunder har ordninger til etablering af særligt naturbeskyttede områder i form af hævet vandstand, egentlige vådområder og skovrejsning haft en relativ stor værdi for biodiversiteten, men pleje af græs og naturarealer samt økologisk jordbrug har også en effekt. En vigtig pointe er dog, at en række af de implementerede ordninger ikke vurderes at have haft nogen særlig stor effekt, og at en gentænkning af CAP'en vil kunne resultere i væsentlig større positive effekter fra ift. miljø, klima og naturbeskyttelse i forhold til den opgjorte effekt i perioden 2015-2017.

6. Litteraturliste

- Andersen, H.S. (2016, eds.) *Slutevaluering af Det Danske Landdistriktsprogram 2007-2013*. Epinion A/S, Orbicon A/S og Center for Landdistriktsforskning. NaturErhvervsstyrelsen, København. 230 p. <http://www.ft.dk/samling/20161/almdel/ul%C3%B8/bilag/66/1719284.pdf>.
- Andersen, L.W., Bruus, M., Jensen, T.S., Marchi, C., Topping, C., Damgaard, C., Olsen, K., Dalgaard, T. og Strandberg, B. (2015) *Øger økologisk landbrug biodiversiteten?* Særtillæg til ICROFS nyt, september 2014.
- Ball, B.C. and Douglas, J.T. (2003) *A simple procedure for assessing soil structural rooting and surface conditions*. Soil use and Management 19, 50-56.
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., and Sutherland W.J. (2014) *The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management*. Conservation Biology. 29(4): 1006-1016.
- Baum, C., Leinweber, P., Weih, M., Lamersdorf, N. and Dimitriou, I. (2009a) *Effects of short rotation coppice with willows and poplar on soil ecology*. Landbauforschung vTI Agric For Res 2009;59:183e6.
- Baum, S., Weih, M., Busch, G., Kroiher, F. and Bolte, A. (2009b) *The impact of short rotation coppice plantations on phytodiversity*. Landbauforschung vTI Agric For Res 2009;59:163e70.
- Bell, J.R., Wheeler, C.P. and Cullen, W.R., (2001) *The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review*. J. Zool. 255, 377-387.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. and Weibull, A.C. (2005). *The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis*. Journal of Applied Ecology 42, 261-269.
- Bertelsen, H., Christensen, C.L., and Ejrnæs, R. (2017) *Lovgivning spænder ben for bedre biodiversitet (DK) - Legislation obstructs a better biodiversity (GB)*. Altinget Miljø. WEB: <https://www.altinget.dk/miljoe/artikel/lovgivningen-spaender-ben-for-bedre-biodiversitet>
- Birkhofer, K., Ekroos, J., Corlett, E.B. and Smith, H.G. (2014) *Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across central and Northern Europe*. Biological Conservation 175, 25-33.
- Boutin, C., Strandberg, B., Carpenter, D., Mathiassen, S.K. and Thomas, P.J. (2014) *Herbicide impact on non-target plant reproduction: What are the toxicological and ecological implications?* Environmental Pollution 185, 295-306.
- Briones, M.J.I. and Schmidt, O., (2017) *Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis*. Global Change Biology 23, 4396-4419.
- Brunbjerg, A.K., Bladt, J., Brink, Fredshavn, J.R., Mikkelsen, P., Moeslund, J.E., Nygaard, B., Skov, F. og Ejrnæs, R. (2016) *Development and implementation of a High Nature Value (HNV) farming indicator for Denmark*. Ecological Indicators, Bind 61, Nr. 2, 2016, s. 274-281.
- Bruus, M., Dupont, Y.L., Bertelsen, J.P. og Strandberg, M. (2016) *Konkrete tiltag til højnelse af naturværdi af blomsterbrak*. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 7. december 2016.
- Bruus, M. Dupont, Y.L., Strandberg, B., Melander, B. og Kryger, P. (2018) *Positivliste over pollen og nektarproducerende plantearter til brug for braktypen: MFO-bestøvervenlig brak*. Nr. 2018-760-000532, 2018. 8 s., jan. 12, 2018.
- Buttenschøn, R.M., Degn, H.J. og Jørgensen, S. (2005) *Forsøg med bekæmpelse af Blåtop på Randbøl Hede*. Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 9-2005.

- Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K., Grant, R., Vinther, F.P., Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Kristensen, I.T., Sørensen, P. and Poulsen, H.D. (2013) *Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011*. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 2013. DCA rapport nr. 31. 153 s.
- COWI (2014) *Miljøvurdering af Det Danske Landdistriktsprogram 2014-2020*. Miljøvurderingsrapport. <http://www.ft.dk/samling/20131/almindel/ul%C3%B8/spm/143/svar/1129654/1360102.pdf>. Naturstyrelsen, December 2013.
- Dalgaard, T. (2017) *Farm structural change resulting from the implementation of green measures and the EU 2015 agricultural reform*. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 12. januar 2017. Nr. 145419. 4 p. http://pure.au.dk/portal/files/109779653/Farm_structure_Effects_of_Green_Measures_in_the_EU_2015_Agricultural_Reform120117.pdf
- Dalgaard, T., Fredshavn, J., Heckrath, G., Kristensen, I.S., Kristensen, T., Munkholm, L. and Taghizadeh-Toosi, A. (2016) *Effects of green measures in the EU 2015 agricultural reform including crop diversification, permanent grassland management and the related impacts on climate and environment in Denmark*. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 3. juni 2016. Nr. 145419. 29 p. http://pure.au.dk/portal/files/101234799/Effects_of_green_measures_in_the_EU_2015_agricultural_reform030616.pdf.
- Dalgaard, T. og Kristensen, I.T. (2015) *Faglig redegørelse for den natur- og landskabsmæssige effekt ved at øge arealstørrelsen på GLM beskyttede landskabselementer fra 2.000 m² til 5.000 m²*. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 20. marts 2015. Nr. 1416954. 6 p.
- Dalgaard T, Olesen JE, Petersen SO, Petersen BM, Jørgensen U, Kristensen T, Hutchings NJ, Gyldenkerne S and Hermansen JE (2011) *Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture - How to achieve substantial CO₂ reductions?* Environmental Pollution 159 (2011) 3193-3203.
- Danmarks Statistik (1974) *Landbrugsstatistik 1973*. Danmarks Statistik, København.
- Danmarks Statistik (2018) *Landbrug, gartneri og skovbrug*. Statistikbanken. Erhvervslivets sektorer. <http://statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1440>.
- Danmarks Svampeatlas (2018) <http://www.svampeatlas.dk/>
- Davis, A.S., Hill, J.D., Chase, C.A., Johanns, A.M. and Liebman, M. (2012) *Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health*. PLoS ONE 7. Bennett, T. V. (2004). Ukrudtsflora i økologiske versus konventionelle landbrug. Århus Universitet. Speciale ved Botanisk Institut. Årsrapport: 1-30.
- Demšar, D., Džeroski, S., Larsen, T., Struyf, J., Axelsen, J., Pedersen, M.B. and Krogh, P.H. (2006) *Using multi-objective classification to model communities of soil microarthropods*. Ecological Modelling 191, 131-143.
- Dubgaard, A., Vogdrup-Schmidt, M., Dalgaard, T. and Kristensen, I.T. (2014) *Strukturbeskrivelse af landbrugssektoren samt fremskrivning af produktivitetsudvikling og arealanvendelse*. Notat fra det Velux-fond financerede projekt om Fremtidens Landbrug. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU, og Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. 20/8 2014. <http://fremtidenslandbrug.dk/wp-content/uploads/2015/01/Notat-4.pdf>.
- Dupont, Y. (2017) *Færre slægt tilgodeser bestøvende insekter*. Nyhed fra projektet MultiPlant under RDD 2-programmet. Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer-systemer, Foulum. <http://icrfs.dk/aktuelt/nyheder/nyhed/artikel/faerre-slaet-tilgodeser-bestoevende-insekter/>
- Ejrnæs, R (2018, ed.) *Proceedings til konferencen Biowide - hvad har vi lært af 4 års naturforskning?* http://bios.medarbejdere.au.dk/fileadmin/bioscience/ePublikationer/Biowide_Proceedings.pdf. Aarhus Universitet 4. maj 2018. 70 s.

- Ejrnæs, R., Strandberg, M. og Dupont, Y. (2014) *Dyrkning af lavskov, som miljøfokusarealer i henhold til ny CAP-reform - Effekter af planteartsvalg og driftsform på biodiversitetsindholdet i lavskov*. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 13. marts 2014
- Elmeros, M., Therkildsen, O.R., Strandberg, B. og Kryger, P. (2014) *Betydning af slåning af brakarealer for hhv. råvildt, harer, jordrugende fugle, bier og fødegrundlag for vilde dyr*. Notat fra DCE.
- Eriksen, J., Vinther, F.P. and Søgaard, K. (2004) *Nitrate leaching and N₂-fixation in grasslands of different composition, age and management*. J. Agric. Sci., Camb. 142, 141-151.
- Eriksen, J. et al. (2014) *EcoServe. Slutrapport for projekt under programmet: Økologisk Forsknings-, Udviklings- og Demonstrationsprogram* (Organic RDD 2011-2013). Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer, Foulum.
- Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (2014, red) *Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering*. DCA Rapport 52, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 327 p.
- Energistyrelsen (2011) *Dødvægtstab ved tilskudsordning til energirenovering af boliger*. Notat. J.nr. 3401/1001-3675. 13. december 2011.
- EU-kommissionen (2014a) *Starting remarks no. 42 in the EU regulation number L181/1* (Official Journal of the European Union, 2014).
- EU-kommissionen (2014b) *Starting remarks no. 43 in Official Journal of the European Union (2014) L 181/1*. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0639&from=en>.
- European Commission (2013) *CAP Reform – an explanation of the main elements*. Memo 13/937. http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-13-937_en.htm.
file:///C:/Users/au224138/Downloads/MEMO-13-937_EN.pdf.
- European Court of Auditors, ECA (2017) *Greening: a more complex income support scheme, not yet environmentally effective*, pursuant to Article 287(4), second subparagraph, TFEU. Aris Konstantinidis, Paivi Piki, Robert Markus, Michal Machowski, Samo Jereb, Dainora Venckeviciene, and Jerneja Vrabic (eds.). Special Report n°21/2017. 50 p. <https://www.eca.europa.eu/en/Pages/DocItem.aspx?did=44179>.
- EU forordning nr. 1307/2013 (37)
- Fløjgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. (2017). *Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på Natura 2000 områderne*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 228. <http://dce2.au.dk/pub/SR228.pdf>.
- Folketingets EU-oplysning (2018) *Hvor meget udbetales der i landbrugsstøtte?*. <http://www.eu.dk/da/spoergsmaal-og-svar-folder/hvor-meget-udbetales-der-i-landbrugsstoette>.
- Ford, H., Garbutt, A., Jones, D.L. and Jones, L., (2012) Impacts of grazing abandonment on ecosystem service provision: coastal grassland as a model system. Agric. Ecosyst. Environ. 162, 108–115.
- FRJOR (2018) *Det Forskningsrelaterede Jordbrugsregister* (FRJOR). Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi, Foulum. Se eksempler i Pedersen (2018), Kristensen og Pedersen (2009).
- Friberg, N. (1998) *Skov og skovvandløb* – Temarapport fra DMU 21/1998. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_temarapporter/rapporter/87-7772-419-4.pdf.
- Fry, D. and Slater, F. (2009) The biodiversity of short rotation willow coppice in the Welsh landscape, 162 pp.

- Gocht, A., Ciaian, P., Bielza, M., Terres, J.M., Röder, N., Himics, M. and Salputra, G. (2017) *EU-wide economic and environmental impacts of CAP greening with high spatial and farm type detail*. Journal of Agricultural Economics. 68(3): 651-681.
- Graham, C.T., Wilson, M.W., Gittings, T., Kelly, T.C., Irwin, S., Quinn, J.L. and O'Halloran, J. (2017) *Implications of afforestation for bird communities: the importance of preceding land-use type*. Biodiv Conserv. 26:3051-3071.
- Geiger, F., de Snoo, G.R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M.B., Onate, J.J., Eggers, S., Pärt, T., Bommarco, R., Bengtsson, L., Clement, L.W., Weisser, W.W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Inchausti, P., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C., Tschardt, T., 2010. *Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland*. Basic Appl. Ecol. 11, 97-105.
- Gyldenkerne, S. og Greve, M.H. (2015) *For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsgrunde*. Aarhus Universitet, Teknisk rapport fra DCE nr. 56.
- Hansen, E.M., Fredshavn, J., Thomsen, I.K., Strandberg, M., Ejrnæs, R., Dalgaard, T. and Olesen, J.E. (2016) *Markbræmmer som MFO element*. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 14. oktober. http://pure.au.dk/portal/files/108438888/F_lgebreve_notat_suppl_svar_Markbr_mmer_som_MFO_element.pdf. Journal nr. 2302580 & 2301950, 2016. 25 p.
- Henderson, I.G., Cooper, J., Fuller, R.J. and Vickery, J. (2000) *The relative abundance of birds on set-aside and neighboring fields in summer*. Journal of Applied Ecology. 37: 335-347.
- Henriksen, H.J. og Kreuzer, I. (1982) *Skandinaviens dagsommerfugle i naturen*. Skandinavisk bogforlag.
- Hermansen, J.E., Munkholm, L., Bruus, M., Eriksen, J., Poulsen, H.D., Kronvang, B., Bak, J.L., Dalgaard, T., Kristensen, H.L., Rasmussen, A., Adamsen, A.P.S., Hansen, B., Brusch, W., Thorling, L., Magid, J., Rasmussen, S.K. og Jensen, L.S. (2015) *Miljø*. In: Jespersen LM (ed.) Økologiens bidrag til samfundsgoder - Vidensyntese 2015. Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer, Foulum, 2015. s. 107-167.
- Hillebrand, H., Gruner, D.S., Borer, E.T., Bracken, M.E.S. et al. (2007) *Consumer versus resource control of producer diversity depends on ecosystem type and producer community structure*. PNAS 104 (26), 10904-10909.
- Hoffmann, C.C., Nygaard, B., Jensen, J.P. et al. (2005) *Overvågning af effekten af reablerede vådområder*. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 19 4. udgave, 2005.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D. et al. (2005) *Does organic farming benefit biodiversity*. Biological Conservation 122, 113-130.
- Hutchings N, Nielsen O-K, Dalgaard T, Mikkelsen MH, Børgesen CD, Thomsen M, Ellermann T, Højberg AL, Mogensen L and Winther M (2014) *A nitrogen budget for Denmark; developments between 1990 and 2010, and prospects for the future*. Environmental Research Letters. Environ. Res. Lett. 9 (2014) 115012 (8pp).
- Jacobsen, B.H., Nordemann, P. og Winther, F. (2013) *Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur, klima og vandmiljøvirkemidler*. Københavns Universitet & Aarhus Universitet.
- Jensen, J., Krogh, P.H., Sørensen, P. og Petersen, S.O. (2018) *Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret gylle på landbrugsjord*. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 257. 46 pp,
- Jensen, P.J. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E. og Knudsen, L. (2014) *Fastsættelse af baseline 2021. Effektvurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013- 2021*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43. <http://dce2.au.dk/pub/TR43.pdf>
- Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.B., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P. og Vinther, F.P. (2016) *Revurdering af baseline*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 67. <http://dce2.au.dk/pub/TR67.pdf>

- Jensen, P.N., Fredshavn, J. og Olesen, J.E. (2013) *Vurdering af konsekvenser for udledning af drivhusgasser samt for naturen, vandmiljøet og biodiversiteten af Natur- og Landbrugskommissionens samlede anbefalinger med tilhørende handlinger*. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 15. april 2013.
- Jespersen, LM., red. (2015) *Økologiens bidrag til samfundsgoder*. Vidensyntese 2015 1. udgave, 1. oplag. ICROFS 2015
- Johannsen, V. K., Dippel, T. M., Møller, P. F., Heilmann-Clausen, J., Ejrnæs, R., Larsen, J. B., Raulund-Rasmussen, K., Rojas, S. K., Jørgensen, B. B., RiisNielsen, T., Bruun, H. H. K., Thomsen, P. F., Eskildsen, A., Fredshavn, J., Kjær, E. D., Nord-Larsen, T., Caspersen, O. H. og Hansen, G. K. (2013) *Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992 - 2012*. 90 s. ill.
- Josefsson, J., Berg, Å., Hiron, M., Pärt, T. and Eggers, S. (2017) *Sensitivity of the farmlands bird community to crop diversification in Sweden: does the CAP fit?* Journal of Applied Ecology. 54: 518-526.
- Jørgensen, L.B., Normander, B., Skovsbøl, U., Bech, G., Agger, P., Thorsen, T.S., Dubgaard, A., Boye, S.B., Vogdrup-Schmidt, M., Dalgaard, T., Kristensen, I.T., Kristensen, D.K. og Kjeldsen, C. (2015) *Scenarier for Fremtidens Landbrug- Hovedrapport*. Det Økologiske Råd, Københavns Universitet og Aarhus Universitet, København. Se: www.fremtidenslandbrug.dk og www.ecocouncil.dk ISBN: 978-87-92044-74-7.
- Kirkebæk, M. (2018, pers. komm.) *Vurdering baseret på tilsagn til vådområder frem for på faktisk etablerede vådområder*. I perioden 2015 – 2017 er der givet tilsagn til P-vådområder på i alt 71 ha og N-vådområder på 3.518 ha. Der er således i 2015 – 2017 givet tilsagn til 568 ha N-vådområder ud over forventningen i baseline (DCE 2015) med en effekt på ca. 64 t N. Miljøstyrelsen, Tilskud, København.
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A. og Jensen, P.L. (2008) *Konstruerede vådområder*. Miljøforvaltning i risikoområder. Virkemiddelfaktblad, Kortlægning af risikoarealer for fos-fortab i Danmark, C2, 9 pp.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Verhulst, J., West, T.M., and Yela, J.L. (2006) *Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries*. 9: 243-254.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. and Tschamntke, T. (2011). *Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline?* Trends in Ecology and Evolution. 26(9): 474-481.
- Kristensen, I. T. og Pedersen, B. F. (2009) *Ændringer i landbrugets arealanvendelse 2007-2009: Braklagte, natur- og udyrkede arealer*. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. Intern rapport - markbrug, Nr. 24.
- Kristensen, T. og Horsted, K. (2011) *Rationelt naturpleje og drift af beskyttede, græs- og naturarealer i Natura 2000 områder*. DJF Rapport Markbrug, 151.
- Kristensen, T. og Olesen, J.E. (2017) *Udvidelse af det økologiske areal som muligt klimavirkemiddel*. Notat 15. februar. I: Olesen *et al.* (2018). Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi. 8 sider.
- Kronvang, B. og Rubæk, G.H. (2005) *Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer*. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport – Husdyrbrug 68, 132-145.
- Lal, R. (2015) *Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation*. Sustainability 7, 5875-5895.
- Landbrugsstyrelsen (2017a) *Vejledning om direkte arealstøtte 2017*. Grundbetaling, grønne krav, ø-støtte og støtte til unge nyetablerede landbrugere. Miljø- og Fødevareministeriet. Revideret August 2017. ISBN-nr.: 978-87-7120-923-5.

- http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2017/Vejledning_om_direkte_arealstoette_2017.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2017b) *Udvikling i ordningerne på direkte arealstøtte 2017*.
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2017/Udvikling_i_ordninger_paa_direkte_arealstoette_2017_DOK12511573.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2018a) *Pleje af græs- og naturarealer - HNV (High Nature Value)*. Faktaark.
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Miljoe_oekologitilskud/2018/Faktaark_-_Plejegraes_HNV_2018.pdf , <http://lbst.dk/landbrug/natur-og-miljoe/hnv-kortet-high-nature-value/#c22690>.
- Landbrugsstyrelsen (2018b) *Tilskudsguide*.
<http://lbst.dk/tilskudsguide/?subsidy%5BresultsPerPage%5D=100&subsidy%5Bpage%5D=1&subsidy%5BsimpleList%5D=1&subsidy%5BtargetGroup%5D=335&subsidy%5Bcategory%5D=0&subsidy%5Btype%5D=0&subsidy%5Bstatus%5D=0&subsidy%5Bsearch%5D>.
- Landbrugsstyrelsen (2018c) *Tilsagn om miljøbetinget tilskud - juletræer (MB)*. <http://lbst.dk/tilskud-selvbetjening/tilskudsguide/miljoebetinget-tilskud-5-aarige-tilsagn/>.
- Landbrugsstyrelsen (2018d) *Vejledning om grøn støtte*. Miljø- og Fødevareministeriet, København V.
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2018/Vejledning_om_groen_stoette_2018_.pdf . ISBN: 978-87-7120-992-1. 60 s.
- Landbrugsstyrelsen (2018e) *Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2017*. Autorisation & produktion. Miljø og Fødevareministeriet, København, April 2018. ISBN: 978-87-93593-06-0. 46 p.
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaende/Oekologi/Statistik/Statistik_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2017.pdf
- Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (2017a) *Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2016*. Autorisation & produktion. Miljø og Fødevareministeriet, København, April 2017. ISBN: 978-87-7120-891-7. 46 p.
http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Nyheder/Statistik_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2016.pdf.
- Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (2017b) *Vejledning om gødsknings- og harmoniregler*. Planperioden 1. august 2017 til 31. juli 2018. 3. revision, august 2017.
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-og_harmoniregler_nyeste.pdf,
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-og_harmoniregler_2017-2018.pdf
- Landbrugs og Fiskeristyrelsen (2017c) *Vejledning om krydsoverensstemmelse 2017*. Miljø og Fødevareministeriet, København. ISBN 978-87-7120-859-7. 116 p.
http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Krydsoverensstemmelse/Vejledning_om_krydsoverensstemmelse_2017_februar_2017.pdf
- Langhammer, M., Grimm, V., Pütz, S. and Topping, C. (2017) *A modelling approach to evaluating the effectiveness of Ecological focus areas: the case of the European brown hare*. Land Use Policy. 61: 63-79.
- Leventon, J., Schaal, T., Velten, S., Dänhardt, J., Fisher, J., Abson, D.J. and Newig, J. (2017) *Collaboration of fragmentation? Biodiversity management through the common agricultural policy*. Land Use Policy. 64:1-12.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R. and Gyldenkerne, S. (2016) *Consequences of biogas production for agricultural greenhouse gas emissions*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Scientific report from DCE - National Centre for Environment and Energy no. 197. (in Danish). Tilgængelig på adressen: <https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/sr197.pdf>
- Miljø og Fødevareministeriet (2015) *Fødevare- og landbrugspakke. Aftale om fødevare- og landbrugspakke 2015*.
<http://mfvm.dk/landbrug/vaekst-eksport-og-arbejdspladser/foedevare-og-landbrugspakke/>

- Miljø- og Fødevareministeriet (2017a) *Bilag I – De grønne krav*. 3 s. (se appendix 7.1).
- Miljø- og Fødevareministeriet (2017b) *Bilag II – Ordninger under LDP*. 3 s. (se appendix 7.2).
- Miljø- og Fødevareministeriet (2018a) *Bilag I – De grønne krav. Opdateret for 2017 med nye tal for MFO efterafgrøder og græsudlæg*. 3 s. (se appendix 7.1). Landbrugsstyrelsen, København, den 20/4 2018.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2018b) *Bilag II – Ordninger under LDP. Opdateret med nye 2017 tal for areal med økologisk arealtilskud, og areal vedr. pleje af græs og Naturarealer*. 3 s. (se appendix 7.2). Landbrugsstyrelsen, København, den 20/4 2018.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2018c) *Afgivne realiseringstilsagn for N-vådområder, P-vådområder, Lavbundsprojekter og Statslige vådområder 2010-2017, samt effekt af N-vådområder*. Ifølge mail til DCA fra Landbrugsstyrelsen den 20/4 2018. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (2018) *List of environmental technologies* <http://eng.mst.dk/trade/agriculture/environmental-technologies-for-livestock-holdings/list-of-environmental-technologies/> (Miljøstyrelsen Teknologiliste <http://mst.dk/erhverv/landbrug/miljoeteknologi-og-bat/teknologilisten/gaa-til-teknologilisten/>, <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/landbrug/miljoeteknologi-og-bat/teknologilisten/gaa-til-teknologilisten/>).
- Miljøstyrelsen (2018b) *Tilskud til vand- og klimaprojekter*. www.vandprojekter.dk, <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/>. Miljøstyrelsen, København.
- Misselbrook, T., Hunt, J., Perazzolo, F. and Provolto, G. (2016) *Greenhouse gas and ammonia emissions from slurry storage: Impacts of temperature and potential mitigation through covering (pig slurry) or acidification (cattle slurry)*. J. Environ. Qual. 45:1520-1530.
- Moeslund, J. E., Arge, L., Bøcher, P. K., Dalgaard, T. and Svenning, J.-C. (2013). *Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns*. Nordic Journal of Botany 31, 129-144.
- Newland, D. Still, R. and Swash, A. (2013) *Britains day-flying moths – a field guide to the day-flying moths of Britain and Ireland*. Wild Guides, Hampshire, UK.
- Newton, A.C., Stewart, G.B., Myers, G., Diaz, A., Lake, S., Bullock, J.M. and Pullin, A.S. (2009) *Impacts of grazing on lowland heathland in north-west Europe*. Biol. Conserv. 142, 935-947.
- Nilsson, C. and Svedmark, M. (2002) *Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water regimes: Riparian Plant Communities*. Environmental management 30(4), 468-480.
- NIRAS (2013) *Regneark med forudsætninger til brug for dimensionering af biogasanlæg*. Personlig meddelelse fra M.K. Nielsen til DCE, 19. september 2013.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Søgaard, K., Eriksen, J., Schjørring, P., Greve, M.H., Greve, M.B., Thomsen, I.K., Børgesen, C.D. and Vinther, F.P. (2016) *Græsdyrknings klima- og miljøeffekter*. Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. Redegørelse udarbejdet for DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Foulum. 19 p. http://pure.au.dk/portal/files/99336628/F_lgebrev_og_Besvarelse_Gr_sdyrknings_klima_og_milj_effekter_2901_2015.pdf
- Olesen JE, Petersen SO, Lund P, Jørgensen SO, Kristensen T, Elsgaard L, Sørensen P og Lassen J (2018) *Katalog over virkemidler til reduktion af landbrugets klimagasser*. DCA Rapport nr. 130. Aarhus Universitet, Foulum.
- Olesen, J.E., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Strandberg, M.T., Jacobsen, B.H. og Eberhardt, J.M. (2014) *Brak (ikke permanent udtagning)*. I: Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.)

- Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport 52, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 327 pp.
- Overmans, K.P., Helming, J., Zeijts, H.V., Jamsson, T. and Terluin, I. (2013) *A modelling approach for the assessment of the effects of common agricultural policy measures on farmland biodiversity in the EU27*. Journal of Environmental Management. 126: 132-141.
- Pe´er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tschardtke, T., Oppermann, R., Sutcliffe, L.M.E., Sirami, C., Schmidt, J., Hoyer, C., Schleyer, C. and Lakner, S. (2016) *Adding some green to the greening: improving the EU's ecological focus areas for biodiversity and farmers*. Conservation Letters. 10(5): 517-530.
- Pe´er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F. and Scott, A.V. (2014) *EU agricultural reform fails on biodiversity*. Agriculture Policy. 344(6188): 1090-1092.
- Pedersen, B. F. (2018) *Offentligt ejet landbrugsjord: forpagtning og driftsform 2016*. Faglige redegørelse nummer 2017-760-000488, 22 s., jan. 12, 2018.
- Petersen, S.O., Andersen, A.J. and Eriksen, J. (2012) *Effects of slurry acidification on ammonia and methane emission during storage*. J. Environ. Qual. 41: 88-94.
- Petersen, S.O., Hutchings, N.J., Hafner, S.D., Sommer, S.G., Hjorth, M. and Jonassen, K.E.N. (2016) *Ammonia abatement by slurry acidification: A pilot-scale study of three finishing pig production periods*. Agriculture, Ecosystems and Environment 216, 258-268.
- Petersen, S.O., Højberg, O., Poulsen, M., Schwab, C. and Eriksen, J. (2014) *Methane mitigation and methanogen community changes with acidification of pig slurry*. J. Appl. Microbiol. 117: 160-172.
- Pontoppidan, H. (2015) *Sådan etablerer du MFO-efterafgrøder*. Vækst nr. 7 + 8, juli 2015, side 14-15. Centrovic. https://issuu.com/centrovic/docs/v_kst_juli_2015.
- Pywell, R.F., Warman, E.A., Carvell, C., Sparks, T.H., Dicks, L.V., Bennett, D. *et al.* (2005). Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. Biol. Conserv., 121, 479-494.
- Reddersen, J. og Petersen I.K. (2004). *Energipil som ynglehabitat for fugle i et dansk landbrugslandskab*. Dansk Orn. Foren. Tidskr. Nr. 98, p. 21-32. 2004.
- Retsinformation (2018a) *Bekendtgørelse om tilskud til Natura 2000-projekter om etablering af naturlige vandstandsforhold og om tilskud til Natura 2000-projekter om rydning af tilgroede arealer og forberedelse til afgræsning*. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=192287>.
- Retsinformation (2018b) *Bekendtgørelse om kriterier for vådområdeprojekter og naturprojekter på kulstofrige lavbundsjorder*. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=194878>.
- Sand-Jensen, K. Friberg, N. & Murphy, J. (editors). (2006). *Running Waters - Historical development and restoration of lowland Danish streams*. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Sarneel, J.M., Huig, N., Veen, G.F., Rip, W. and Bakker, E.S. (2014) *Herbivores Enforce Sharp Boundaries Between Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. Ecosystems 17, 1426-1438.
- Schelfhout, S., J. Mertens, M. P. Perring, M. Raman, L. Baeten, A. Demey, B. Reubens, S. Oosterlynck, P. Gibson-Roy, og K. Verheyen (2017) *P-removal for restoration of Nardus grasslands on former agricultural land: cutting traditions*. Restoration ecology.
- Schjønning, P., Heckrath, G and Christensen, B.T. (2009). *Threats to soil quality in Denmark*. DJF report Plant Science no. 143. Aarhus University

- Schulz, S., Brauner, O. and Gruß, H. (2009) *Animal diversity on short rotation coppices—a review*. Landbauforschung—vTI. Agric For Res 3:171–182
- Semerraro, T., Giannuzzi, C., Beccarisi, L. *et al.* (2015) *A constructed treatment wetland as an opportunity to enhance biodiversity and ecosystem services*. Ecological Engineering 82, 517–526.
- Sigsgaard, L. 2009. *Diet requirements of a generalist predator*. Proceedings of the 3rd International Symposium on Biological Control of Arthropods, Christchurch, New Zealand, 8–13 February 2009.
- Silvertown, J., Dodd, M.E., Gowing, D.J.G. and Mountford, J.O. (1999) *Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities*. Nature 400:61–63
- Sommer, S.G., Møller, H.B. og Petersen, S.O. (2001) *Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling*. DJF rapport - Husdyrbrug, 31, 53 s.
- Steffan-Dewenter, I. and Tschamntke, T. (2001) *Succession of bee communities on fallows*. Ecography, 24, 83–93
- Strandberg, B. (2017) *Plante- og faunadiversitet i minivådområder*. Vand & Jord 24. Årgang nr. 3. September 2017, 89–92.
- Strandberg, B., Boutin, C., Carpenter, D., Mathiassen, S.K., Damgaard, C.F., Sørensen, P.B., Bruus, M., Dupont, Y.L., Bossi, R., Andersen, D.K., Baattrup-Pedersen, A. and Larsen, S.E. (2018, in press) *Pesticide effects on non-target terrestrial plants at individual, population and ecosystem level (PENTA)*. Pesticide Research. 126 pp.
- Strandberg, B., Bruus, M., Krogh, P.H., Ravnskov, S., Langer, V., Hansted, L., Sigsgaard, L., Ahrenfeldt, E.J. og Andreassen, L. (2015) *Natur og biodiversitet* In: Jespersen LM (ed.) Økologiens bidrag til samfundsgoder - Vidensyntese 2015. Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer, Foulum, 2015. s. 49–106.
- Strandberg, B., Sørensen, P.B., Damgaard, C., Bruus, M., Strandberg, M., Navntoft, S. og Nielsen, K.E. (2013) *Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner*. Bekæmpelsesmiddelforskningen fra Miljøstyrelsen nr. 149. 2013.
- Sutter, L., Albrecht, M. and Jeanneret, P. (2017) *Landscape greening and local creation of wildflower strips and hedgerows promote multiple ecosystem services*. Journal of Applied Ecology. 55: 312–620.
- Sørensen P og Børgesen CD (2015) *Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. (Effects of anaerobic digestion of organic manures on nitrogen leaching and manure fertilizing effects)*. DCA rapport nr 65. 46 pp. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1203>.
- Taghizadeh-Toosi, A. and Olesen, J.E. (2016) *Modelling soil organic carbon in Danish agricultural soils suggest low potential for future carbon sequestration*. Agricultural Systems 145 (2016) 83–89.
- Toivonen, M., Herzon, I. and Helenius, J. (2013) *Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland*. Biol. Conserv. 159, 355–366.
- Toivonen M., Herzon I. and Kuussaari, M. (2015) *Differing effects of fallow type and landscape structure on the occurrence of plants, pollinators and birds on environmental fallows in Finland*. Biol Conserv 181:36–43.
- Toivonen, M., Herzon, I. and Kuussaari, M. (2016) *Community composition of butterflies and bumblebees in fallows: Niche breadth and dispersal capacity modify responses to fallow type and landscape*. Journal of Insect Conservation, 20, 23–34.
- Toivonen, M., Huusela-Veistola, E. and Herzon, I. (2018) *Perennial fallow strips support biological pest control in spring cereal in Northern Europe*. Biological Control 121: 109–118.

- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J. 2014. *Land-use intensity and effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis*. Journal of Applied Ecology 51, 746-755.
- Tvedegaard, N. og Jakobsen, B. H. (2014) *Notat om økologisk arealtilskud baseret på 2011-13 regnskaber*. IFRO, KU. 22. oktober.
- Underwood, E. and Tucker, G. (2016) *Ecological Focus Area choices and their potential impacts on biodiversity*. Report for BirdLife Europe and the European Environmental Bureau, Institute for European Environmental Policy, London.
- Vanni, F. and Cardillo, C. (2013) *The effects of CAP greening on Italian agriculture*. International Agricultural Policy 3: 7-21.
- Zinngrebe, Y., Pe´er, G., Schueler, S., Schmitt, J., Schmidt, J. and Lakner, S. (2017) *The EU's ecological focus areas – how experts explain farmers' choices in Germany*. Land Use Policy. 65: 93-108.
- Ørum, J.E., Jensen, C.L., Andersen, J.M. og Tvedegaard, N. (2011) *Økologiske afhoppere - en analyse af det store frafald af økologiske dyrkede landbrugsbedrifter og arealer*. Notat udarbejdet til Fødevareministeriet, Fødevareøkonomisk Institut, 29. november 2011.

7. Appendices

7.1 Bilag I – De grønne krav. (Notat fra Miljø- og Fødevareministeriet, 2017a, 2018a)

Følgende bilag er udfærdiget af Miljø- og Fødevareministeriet (2017a) og opdateret for 2017 med nye tal for MFO efterafgrøder og græsudlæg, fra 235.090 til 245.577 ha ifølge Miljø- og Fødevareministeriet (2018b):

De 3 grønne krav:

Med indførelsen af reformen i 2015, blev det obligatorisk for landbrugerne at opfylde 3 grønne krav, for at modtage 1/3 del af landbrugsstøtten under søjle 1, den såkaldte grønne støtte.

Hovedformålet med de 3 grønne krav er ifølge forordningen nr. 1307/2013 (37) at forbedre de miljømæssige resultater gennem en obligatorisk forgrønnelseskomponent af de direkte betalinger, som vil støtte landbrugsmetoder, der er til gavn for klimaet og miljøet. Hver af de 3 grønne krav har således et formål, der henvender sig til opfyldelsen af hovedformålet. Økologisk drevne arealer er undtaget fra de grønne krav, da de ifølge forordningsgrundlaget opnår anerkendt miljømæssige fordele ved deres driftsform.

Til orientering er der i 2015 og 2016 foretaget en analyse fra AU der angår kravet om flere afgrødekategorier og permanent græs. Analysen skal således udvides til også at omfatte året 2017 samt MFO. Herudover skal der laves en undersøgelse af hvad de grønne krav har betydet for strukturen i landbruget. Kan der ses en tendens til at det samlede omdriftsareal pr. bedrift f.eks. steget eller faldet pga. forpligtelsen til at opfylde de grønne krav ved hhv. 10 ha, 15 ha og 30 ha eller har det ikke haft nogen indflydelse på strukturen i landbruget?

Det skal påpeges at flere af MFO-elementerne allerede fremstår med en beregnet effekt for kvælstof fastsat på baggrund af tidligere analyser. Det er således ikke nødvendigt at beregne disse tal på ny og tallene skal således indgå med de fastsatte tal i den samlede analyse af CAP13+ reformen.

Formålet med kravet om flere afgrødekategorier, er at skabe diversitet i landskabet samtidig med at der gøres fremskridt hen imod øget miljømæssige fordele og især forbedring af jordkvaliteten 1307/2013 (41). Der ønskes en analyse af om formålet med kravet er opfyldt ud fra de tal der fremgår i tabel 1, samt om kravet har medført andre effekter hvad angår på biodiversitet, klima samt udledning af næringsstoffer.

Kravet betyder at bedrifter mellem 10-30 ha skal have mindst 2 afgrødekategorier, mens bedrifter over 30 ha skal have mindst 3 afgrødekategorier. Bedrifter under 10 ha er undtaget kravet. Danske landbrugere anvender traditionelt et sædskifte, det vil derfor være relevant at se på om kravet om flere afgrødekategorier medføre en ændring i forhold til tal fra 2014 Det skal bemærkes, at tallene for antal afgrødekategorier i støtteåret 2014, er forbundet med en vis usikkerhed. Efter reformens indførsel er opgørelsen af antal hektar for de enkelte

afgrøder mere sikre som konsekvens af indførslen af kravet om flere afgrødekategorier. Dette krav medfører, at ansøger er forpligtet til at anmelde den afgrøde, der rent faktisk er på arealet i dyrkningssæsonen med efterfølgende kontrol og ændring heraf, hvis der konstateres en anden afgrøde end anmeldt. Kravet om flere afgrødekategorier skal opfyldes i perioden 1. juni til 31. juli i ansøgningsåret i 2015 og 15. maj til 25. juli fra og med 2016.

En afgrødekategori defineres som hovedregel som en slægt, dog er der visse undtagelser. Vinter- og vårafgrøder defineres som 2 forskellige afgrødekategorier, græs er en samlet afgrødekategori som inkludere blandinger med græs og andet grøntfoder, øvrige blandinger er en afgrødekategori og ligeledes er brak en afgrødekategori for sig. For arter inden for korsblomstfamilien er en art en afgrødekategori.

Grønne krav flere afgrødekategorier	Antal kategorier (2014):	Antal kategorier (2015):	Antal kategorier (2016):	Antal kategorier (2017):
Gnmsnit. antal afgrødekategorier, omdrift ml. 5-9,99 ha	1,7	1,7	1,63	1,63
Gnmsnit. antal afgrødekategorier pr. 10 ha 5-9,99 ha	2,3	2,3	2,28	2,28
Gnmsnit. antal afgrødekategorier på omdrift ml. 10-30 ha	2,5	2,8	2,79	2,77
Gnmsnit. antal afgrødekategorier pr. 10 ha 10-30 ha	1,4	1,6	1,58	1,58
Gnmsnit. antal afgrødekategorier på omdrift >30 ha	4,7	4,9	4,93	5,04
Gnmsnit. antal afgrødekategorier pr. 10 ha >30 ha	0,5	0,6	0,56	0,56

Tabel 1 viser i hvor høj en grad landbrugerne lever op til kravet om flere afgrødekategorier. Tabellen er opdelt i 3 størrelseskategorier på bedriftenes omdriftsarealer på hhv. 5-9,99 ha, 10-30 ha og >30 ha. Der to rækker pr. størrelseskategori, anden række viser antallet af afgrødekategorier pr. 10 ha omdriftsareal.

Formålet med opretholdelse af permanent græs er de miljømæssige fordele og især kulstofbinding, 1307/2013 (42). Der ønskes en analyse af om formålet med kravet er opfyldt ud fra de tal, der er tilgængelige i tabel 2 samt om kravet har medført andre effekter hvad angår biodiversitet og udledning af næringsstoffer. I tabel 2 ses en opgørelse over det samlede antal ha med permanent græs pr. støtteår hhv. med eller uden de økologiske permanente græs arealer.

Dette grønne krav er en videreførelse af eksisterende regler om permanent græs. I den foregående reformperiode, var det dog et GLM-krav under bestemmelserne for krydsoverensstemmelse, som i den nuværende reformperiode er løftet over under søjle I og de grønne krav. Permanente græsarealer er arealer, der anvendes til dyrkning af græs eller andet grøntfoder, hvad enten der er tale om naturlige (selvsåede) eller tilsåede arealer, som har været holdt uden for bedriftens omdrift i mindst 5 år. Arealer, der har haft en eller flere typer græs eller andet grøntfoder i de sidste 5 år, er således omfattet af reglerne om permanente græsarealer,

uanset om plantedækket har været omlagt i perioden. Et areal ophører først med at have status af permanent græs, når det genopdyrkes med en omdriftsafgrøde, der ikke er græs.

Det afgørende for om et areal betragtes som et græsareal er det faktiske plantedække på arealet. Det betyder at brakarealer og tidligere udyrkede arealer også vil kunne blive til permanent græs efter fem år. Herefter skal disse anmeldes som permanent græs.

Arealer med visse miljøtilsagn (pleje af græs tilsagn) pauser dog optællingen af permanent græs, så arealer der var omdrift ved indgåelsen af et miljøtilsagn ikke kan få status af permanent græs, mens der er tilsagn på arealet. Gamle tilsagn, der blev indgået før 2005 og før begrebet "permanent græs" blev opfundet, vil også have status af omdrift, selvom der har ligget græs på arealet i mere end 5 år. Forpligtelser under søjle II kan derfor pause denne forpligtelse under søjle I. Hvis arealet allerede har status af permanent græs når et tilsagn indgås, vil det dog fortsat have status som dette under og efter tilsagnsperioden. Omdriftsarealer, der anmeldes som MFO-område pauser også optællingen af permanent græs.

Med den nye reformperiode er der kommet ekstra forpligtelser ind under permanent græs i form af udpegningen af miljømæssigt sårbare områder (MSO). Det er områder indenfor Natura2000, hvor det ikke vil være tilladt at pløje eller omlægge permanente græsarealer. I Danmark har vi implementeret udpegningen af MSO-områder som overlappet mellem arealer af Natura 2000 naturtyper og kulstofholdige jorde (tørvejord og vådområder). I 2015 var der 11.249 ha permanent græs i MSO, hvoraf de 11.246 ha også var beskyttet af §3-bestemmelsen i naturbeskyttelsesloven.

	Permanent græs inkl. Økologiske	Permanent græs ekskl. økologiske
2015	209.706 ha	188.282 ha
2016	217.316 ha	187.515 ha
2017	213.022 ha	177.786 ha

Tabel 2 viser udviklingen af arealer anmeldt med afgrødekoden permanentgræs. De 2 kolonner er hhv. inkl. og ekskl. økologiske arealer. Differentieringen mellem konventionel og økologi er vigtig, fordi økologiske bedrifter ikke er omfattet af de grønne krav. Tallene for 2017 er foreløbige tal, da de er baseret på de anmeldte arealer fra fællesskemaet.

Formålet med Miljøfokusområder (MFO) er navnlig at beskytte og forbedre især biodiversiteten på landbrug og skal derfor bestå af arealer, der har direkte indvirkning på biodiversitet eller som har indirekte indvirkning på biodiversiteten gennem nedsat anvendelse af rå- og hjælpestoffer på landbruget 1307/2013 (44). Der ønskes en analyse af om formålet med kravet er opfyldt ud fra de tal der fremgår i tabel 3, samt om kravet har medført andre effekter hvad angår biodiversitet, næringsstoffer samt klima.

Kravet betyder at bedrifter med over 15 ha omdriftsareal skal udlægge minimum 5% af arealet som miljøfokusområder. Kataloget af tiltag rummer MFO-slåningsbrak, MFO-blomsterbrak, MFO-randzoner, MFO-lavskov, GLM-landskabelementer, MFO-efterafrøder i blandinger og MFO-græsudlæg. Alle tiltagene blev også benyttet af landbrugeren før reformen eller er allerede benyttet i medfør til anden lovgivning. Dette kan besværliggøre effektiviteten af MFO-tiltagene, idet CAP-reformens reelle effekt kan være svær at afgrænse. I analyserne med MFO-efterafrøder og -græsudlæg skal der tages forbehold for, at styrelsen efter vejledning om direkte arealstøtte tillader, at landbrugeren kan overanmelde arealerne med MFO-efterafrøder og -græsudlæg for i en kontrolsituation at give ansøgeren muligheden for at udpege erstatningsarealer, såfremt det planlagte areal med MFO-efterafrøder ikke lever op til dækningsgraden. Det samlede areal med MFO-efterafrøder er således højere, end hvad der reelt er udlagt.

Grønne krav MFO:	2014 (ha)	2015 (ha)	2016 (ha)	2017 (ha)	P eller N i kg/ha fra rodzonen	Effekt Klima (tons CO ₂ -ækv pr ha)	Bio- diversi- tet
Brak under EB/GB	16.174	4.222	3.890	3.151			
MFO-Brak/MFO-Slåningsbrak		19.832	24.579	26.986	< 60 kg N/ha	2,9	+
MFO-blomsterbrak			547	1.289	/	2,9	+
Lavskov under EB/GB	9.250	8.957	8.738	8.603			
Heraf MFO-lavskov		5.129	4.475	3.692	<60 kg N/ha	1,8	+
Randzoner under EB/GB	88	69	35	0			
MFO-randzoner		15.575[1]	3.265[2]	2.272	< 60 kg N/ha	2,9	+
MFO-efterafrøder + MFO- græsudlæg		217.810 [3]	249.805	245.577	33 N/ha	0,79-0,86	+
GLM søer		520	815	398	+	/	+
GLM fortidsminder		143	156	59	+	/	+

Tabel 3 viser den arealmæssige udvikling af de forskellige MFO-typer siden 2015. Tallene er geografiske arealer og er ikke ganget med deres respektive vægtningsfaktorer.

I kolonnen 2014 fremgår det samlede areal for de tiltag der fra 2015 blev anvendt som MFO-elementer.

[1] Loven om obligatoriske randzoner var gældende til og med 2015 og fremstår således høj i 2015 grundet forpligtelsen i forhold til anden lovgivning.

[2] Efter ophør af randzonenloven, kan den direkte effekt af landbrugsreformen beregnes fra 2016.

[3] I 2014 var der i alt 247.000 ha pligtige efterafrøder. Lige siden efterafrøder blev et MFO-element i 2015, har mange ansøgere valgt at opfylde deres MFO-krav ved at anvende de samme arealer, der skulle udlægges som pligtige efterafrøder efter plantedækkebekendtgørelsen og etablere efterafrøderne som en blanding for samtidig at få arealet til at leve op til reglerne om MFO-efterafrøder.

+= ikke kvantificerbar men positiv effekt, /= ikke nævneværdig eller ukendt effekt.

7.2 Bilag II – Ordninger under LDP. (Notat fra Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b, 2018b)

*Følgende bilag er udfærdiget af Miljø- og Fødevareministeriet (2017b) og opdateret med nye 2017 tal for areal med økologisk arealtilskud, og areal vedr. pleje af græs og naturarealer, samt etablering af naturlige vandstandsforhold (markeret med hhv. *, ** og *** i Tabel 7.1). I 2017 udgjorde disse arealer således hhv. 228.000 ha og 88.000 ha (Miljø- og Fødevareministeriet 2018b), mod 206.800 ha og 41.729 ha i 2016, og det etablerede areal med naturlige vandstandsforhold i Natura 2000 områderne var i alt 11.322 ha i perioden 2014-2017:*

Landdistriktsprogrammet

Med reformen af den europæiske landbrugspolitik, der blev vedtaget i december 2013 blev det muligt at overføre midler fra søjle 1 til søjle 2. På den baggrund blev der indgået en politisk aftale om overførsel af midler fra søjle I til søjle II på i alt 2,1 mia. kr. fordelt på hhv. 5% af søjle I budgettet i 2015, 6% af budgettet i 2016 og 7% af budgettet i 2017-2020. Samtidig var der øget fokus på målbar miljøeffekt og på omkostningseffektivitet (antal kr. udbetalt sammenlignet med antal kr. til administration). Dette medførte et ændret fokus, således at der kom færre, men større støtteordninger.

Reformen medførte, at det blandt andet blev muligt at erstatte støtte til et-årige miljøordninger under søjle I med støtte til flerårig ekstensivering under søjle II, hvilket sikrer, at flere arealer bliver fastholdt med ekstensiv drift i hele fastholdelsesperioden, frem for at landmændene kan fravælge ordningen efter ét eller få år ved en étårig ordning.

For en del ordningers vedkommende gælder, at der alene er valide data for 2015 og 2016. For andre ordninger gælder, at de først implementeres fra 2017 og frem. Analysen må derfor begrænses til de nuværende ordninger i det omfang de kan kvantificeres enten ud fra ansøgte arealer pr ha eller udbetalte kr. til projekter over mindst to år fra 2014, der er baseline. Derfor må der ved konklusioner om effekt tages klare forbehold for, at der er tale om en "mellemregning" under den igangværende CAP-reformperiode.

Ordningen Pleje af græs- og naturarealer har til formål at bidrage til implementering af EU's naturdirektiver indenfor Natura 2000 områderne. Ordningen bidrager til dette gennem støtte til pleje (afgræsning eller slæt) af arealer indenfor den såkaldte, særlige udpegning i N2000. I tilfælde af at der er tilstrækkelige midler, støttes også pleje af arealer udenfor den særlige udpegning og udenfor Natura 2000 områderne, på græsarealer af høj naturværdi (HNV på mindst 5).

Ordningen Økologisk Arealtilskud (ØA) har til hovedformål at øge det økologiske areal i Danmark med henblik på at opnå en række fordele for miljøet, herunder ved at reducere miljøpåvirkningen fra pesticider og næringsstoffer. Effekten af ØA vil primært have fokus på biodiversitet, idet der dog også vil være positiv effekt på både klima, næringsstofbalancen (reduceret udvaskning), grundvand, jordkvalitet og dyrevelfærd.

De to ordninger om 20-årig Fastholdelse og etablering af (N- og P-) vådområder og naturlige vandstandsforhold har som hovedformål at forbedre vandmiljøet og naturen ved at fastholde vådområder, som indgår i vådområdeprojekter. Ordningerne er derfor med til at reducere kvælstofbelastningen, men forventes også at have en positiv effekt på biodiversiteten og bidrager til reduktion af CO₂. Tilskuddet er ren kompensation for den ændrede tilstand og mere ekstensive anvendelse af arealerne og den tinglyste servitut om permanent ekstensivering,

Ordningen for Fastholdelse og etablering af lavbundsarealer har som hovedformål at reducere emissionen af CO₂ fra landbrugsarealer ved at ekstensivere de arealer, der har højest kulstofindhold i jorden. Ordningen forventes også at have en positiv effekt på biodiversiteten samt en reduktion af kvælstofudledningen. Tilskuddet gives som kompensation for ekstraomkostninger og indkomsttab som følge af restriktioner og forpligtelser for jordbrugs- og naturarealer, der indgår i lavbundsprojekter.

Miljøteknologiordningerne forsuring af gylle i stalden samt energibesparelse i stalden har til hovedformål at bidrage til en reduktion af næringsstofudledningen og CO₂ udledningen fra husdyrproduktionen.

Økologiske investeringsstøtte, landskabs- og biotopforbedrende beplantninger, rydning og forberedelse til afgræsning i Natura 2000-områder, græsningsprojekter, Miljø- og naturprojekter samt særlige levesteder for bilag IV-arter bidrager alle til en forbedring af biodiversiteten, mens biogas bidrager til en forbedring af CO₂.

Bæredygtig skovdrift har til formål, med tilskud til skov med biodiversitetsformål, at bidrage til, at sikre stabile levesteder for de arter, som er tilknyttet skov. Ordningen skal bidrage til at sikre stabile levesteder for de arter, som er tilknyttet skov. Der er igangsat 240 projekter for i alt 950,473 kr.

Skovrejsning har til formål, med tilskud til privat skovrejsning, at etablere nye skove, der forbedrer vandmiljøet og naturen ved en reduktion af kvælstof til søer, fjorde og/eller indre farvande. Det vil bidrage positivt til naturen, vandmiljøet og klimaet, at nye skove etableres.

Ordningen for Erhvervsudvikling har til formål at styrke landbrugets konkurrenceevne, fremme videnoverførsel og innovation samt medvirke til en fortsat bæredygtig udvikling af landbruget. Udvikling og implementering af teknologier og nye processer og praksisser inden for indsatsområderne: Dyrevelfærd; Økologi; Klima, Natur og Miljø; Biodiversitet; Fødevarer sikkerhed og MRSA. Der er igangsat 72 projekter for i alt 17.017.984 kr.

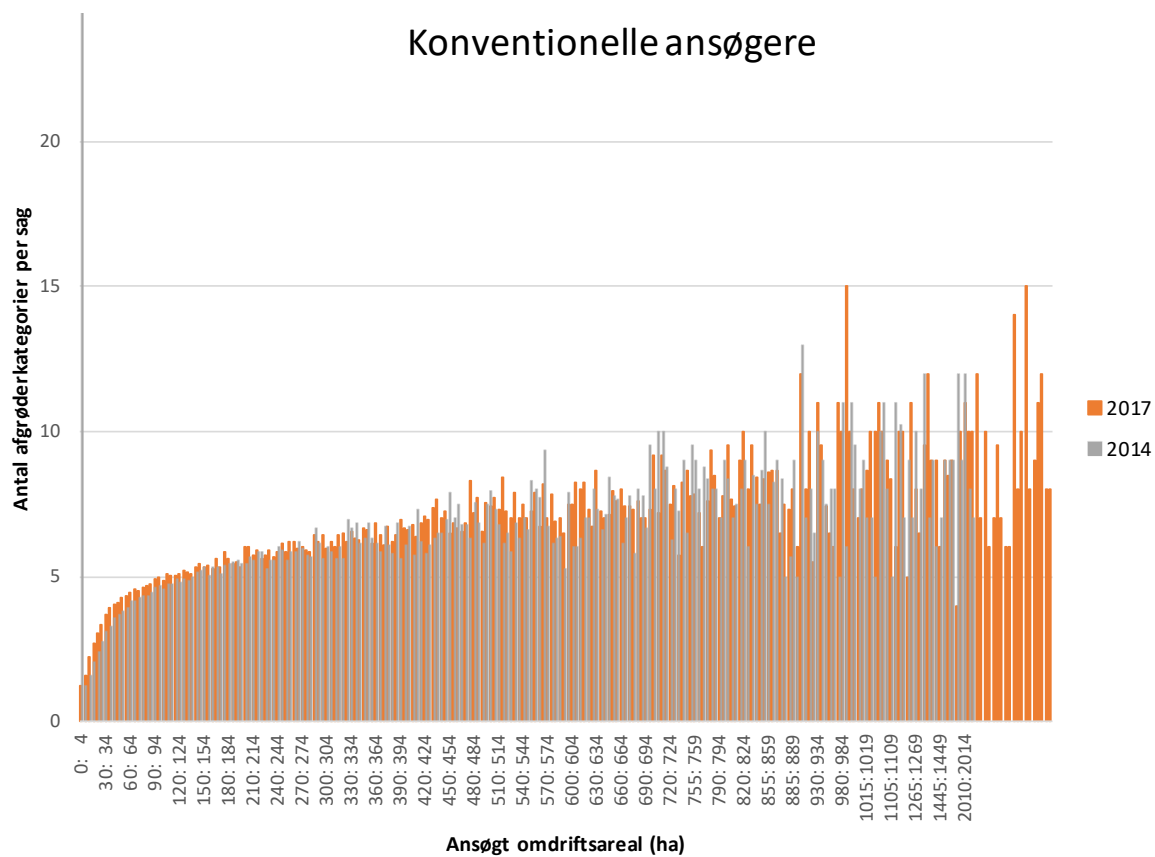
Udvalgte ordninger under Landdistriktsprogrammet	2014 (ha)	2016 (ha). I parentes angives ændring forhold til forrige reform	Næringsstoffer fra rodzonen (P eller N i kg/ha)	Effekt	
				Klima (tons CO ₂ -ækv pr ha)	Bio-diversitet
Ekstensivt Landbrug (Art. 68), 1 år	180.000, ca. 106.000 øko	0	(+)	(+)	(+)
Miljøbetinget tilskud (LDP), 5 år,	60.000, ca. 47.000 øko	0	+	+	+
Økologisk Arealtilskud, 5 år, i alt (inkl. del med tillæg til reduceret kvælstoftilførsel), 5 år		206.800* (63.000)	-10-17 kg N/ha [1]	+ [2]	+30% [3]
Pleje af EB-støtteberettigede græsarealer (Art. 68), 1 år	20.896	0	(+)	(+)	(+)
Pleje af græs- og naturarealer, 5 år (-/+EB, GB) LDP 2007-13	57.171	41.729**	+	+	+
Pleje af græs- og naturarealer, 5 år (uklassificeret/+-GB) LDP 2014-20		37.832	+	+	+
Produktion af flerårige energiforgrøder (Art. 68), 1 år	5.134	0	+	+	(+)
Naturlige vandstandsforhold	425	3154 (2719***)	6,5	+	+
Fosfor vådområder	43	136 (93)	P = +	0,335 [#]	+
Kvælstof vådområder (kommunalt/statsligt/privat)	5.711	7.024 (1.313)	155 kg N/ha [\$]	0,335 [#]	+
Miljøbetinget tilskud (MB) til juletræer og pyntegrønt	56	20	/	/	/
Udtagning af kulstofrige lavbundsjord (≥12 % organisk kulstof)		53 ha	155 kg N/ha [\$]	21,21	+
Gylle til Biogasanlæg		2.280.772 ton	+	0,011	/
Skovrejsning		2.100 ha	50 kg N/ha	4	+
Bæredygtig skovdrift		420 projekter af 950.473 kr.	/	/	+
Forsuring af gylle i stalden (miljøteknologi)		Mængde ukendt	+	90 % red. af metan emission	/
Energibesparelse i stalden (miljøteknologi)		Omfang kendes ikke	/	+	/
Erhvervsudvikling		72 projekter af 17.017.984 kr.	/	/	/

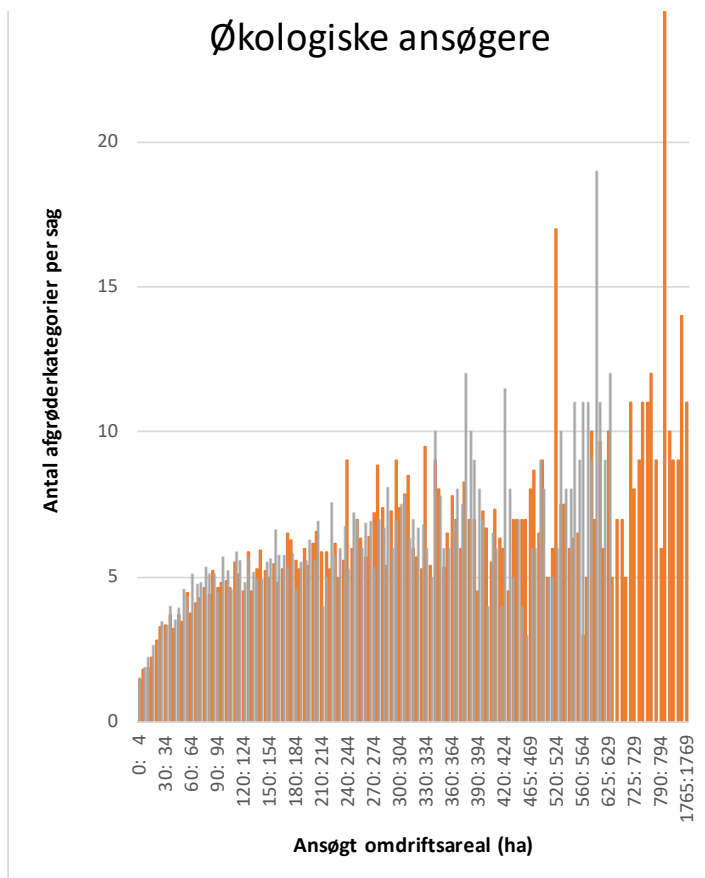
Tabel 4 viser arealer for forskellige ordninger under LDP med ophæng i CAP-reformen. Tallene i 2. og 3. kolonne angiver, hvor mange arealer, der i alt var omfattet af tilsagn i det pågældende år, uanset hvilket år tilsagnet er påbegyndt. Der gøres opmærksom på, at der ikke er korrigeret for markeds konjunkturerne, ændringer af nationale love eller andre forhold, der kan påvirke arealanvendelsen..*) Tallet for 2017 er i alt 228.000 ha. **) Tallet for 2017 er i alt 88.000 ha.

+ = ikke kvantificerbar men positiv effekt, / = ikke nævneværdig eller ukendt effekt,

[1] DCA, 2013: 10-17 kg N/ha lavere end konventionel produktion. [2] Ifølge data fra AU (Notat af 15. februar 2017 om økologi som klimavirkemiddel) er klimagasudledningen lavere fra økologiske bedrifter end konventionelle. [3] Dokumenteret i diverse forskningsmæssige undersøgelser # = fremstår som et beregnet gennemsnit. Effekten er beregnet til 0,26-0,41 ton CO₂-ækv/ha, [\$]: De angivne P-effekter er fjernet af redaktionen, \$ = fremstår som et beregnet gennemsnit. Effekten er beregnet til 120-190 kg N/ha.

7.3 Bilag III – Klassifikation af afgrødetyper og afgrødekategorier ift. de grønne krav





Figur 7.3.1. Opgørelse af gennemsnitligt antal afgrødekategorier i størrelses-klasser af 5 ha (0-5 ha, 5-10 ha, 10-15 ha osv.) for omdriftsarealet på hhv. konventionelle og økologiske bedrifter (dvs. for afgrøder i rotation jf. følgende Tabel A).

Klassifikationen af EU-ansøgningsafgrødekategorierne i Danmark, som også er baggrund for Figur 7.3.1, fremgår af nedenstående Tabel A; se også Vejledning om Direkte Arealstøtte, Landbrugsstyrelsen (2017a). Herunder fremgår definitionen af permanent græs, som efter grundbetalingsordningen og ift. de grønne krav er en betegnelse for, at arealet har været dyrket med græs i mindst 5 år. Det må således både inden for den 5 årige periode og efterfølgende op-pløjes og tilsås igen med græs, samt gødskes og sprøjtes. For de arealer der ligger inden for et NATURA-2000 område med pløjeforbud gælder dog, at arealer der er klassificeret som permanent græs ikke må op-pløjes eller jordbehandles (herunder gødskes eller sprøjtes) og skal forblive udlagt med permanent græs (dog tillades let havring/strigling, så det er muligt at reetablere udgåede områder med græs).

Tabel A. Oversigt over anmeldte afgrødekoder og tilhørende afgrødekategorier til opgørelsen af det grønne krav om flere afgrødekategorier frem til 2014-2017 (redigeret efter Dalgaard et al., 2016)

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
1 Vårbyg	vårbyg	ja	
2 Vårhvede	vårhvede	ja	
3 VårHavre	vårhavre	ja	
4 Blanding af vårsåede kornarter	vårsået blanding	ja	
5 Majs til modenhed	majs	ja	
6 Vårhvede, brødhvede	vårhvede	ja	
7 Korn + bælgsgød under 50% bælgsgød	vårsået blanding	ja	
10 Vinterbyg	vinterbyg	ja	
11 Vinterhvede	vinterhvede	ja	
13 Vinterhvede, brødhvede	vinterhvede	ja	
14 Vinterrug	vinterrug	ja	
15 Vinterhybridrug	vinterrug	ja	
16 Vintertriticale	vintertriticale	ja	
17 Blanding af efterårssåede kornarter	vintersået blanding	ja	
21 Våraps	våraps	ja	
22 Vinterraps	vinterraps	ja	
23 Rybs	ager-kål	ja	
24 Solsikke	solsikke	ja	
25 Sojabønner	Soja	ja	
30 Ærter	Ært	ja	
31 Hestebønner	hestebønne	ja	
32 Sødlupin	lupin	ja	
35 Bælgsgød, flerårig blanding	vårsået blanding	ja	
36 Bælgsgød, andre typer til modenhed blanding	vårsået blanding	ja	
40 Oliehør	Hør	ja	
41 Spindhør	hør	ja	
42 Hamp	hamp	ja	
51 Blanding bredbladet afgrøde, frø/kerne	vårsået blanding	ja	
52 Quinoa	quinoa	ja	
53 Boghvede	boghvede	ja	
54 Bælgsgød blanding	vårsået blanding	ja	
55 Vårrug	vårrug	ja	
56 Vårtriticale	vårtriticale	ja	
57 Vinterhavre	vinterhavre	ja	
58 Sorghum	Sorghum	ja	
101 Rajgræsfrø, alm.	Vårsået rajgræsfrø	ja	
102 Rajgræsfrø, alm. 1. år, efterårsudlagt	Efterårssået rajgræsfrø	ja	
103 Rajgræsfrø, ital.	Vårsået rajgræsfrø	ja	
104 Rajgræsfrø, ital. 1. år efterårsudlagt	Efterårssået rajgræsfrø	ja	
105 Timotheefrø	Timotheefrø	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
106 Hundegræsfrø	Hundegræsfrø	ja	
107 Engsvingelfrø	Svingelfrø	ja	
108 Rødsvingelfrø	Svingelfrø	ja	
109 Rajsvingelfrø	Vårsået rajsvingelfrø	ja	
110 Svingelfrø, stivbladet	Svingelfrø	ja	
111 Svingelfrø, strand-	Svingelfrø	ja	
112 Engrapgræsfrø (marktype)	Eng- og rapgræsfrø	ja	
113 Engrapsgræsfrø (plænetype)	Eng- og rapgræsfrø	ja	
114 Rapgræsfrø, alm.	Eng- og rapgræsfrø	ja	
115 Hvenefrø, alm. og krybende	Hvenefrø	ja	
116 Rajgræs, hybrid	Vårsået rajgræsfrø	ja	
117 Rajgræs, efterårsudl. hybrid	Efterårssået rajgræsfrø	ja	
118 Rajsvingelfrø, efterårsudlagt	Efterårssået rajsvingelfrø	ja	
120 Kløverfrø	Kløver	ja	
121 Græsmarksbælgplanter	græs eller andet grøntfoder	ja	
122 Kommenfrø	kommen	ja	
123 Valmuefrø	valmue	ja	
124 Spinatfrø	spinat	ja	
125 Bederoefrø	beder	ja	
126 Blanding af markfrø til udsæd	vårsået blanding	ja	
150 Kartoffler, lægge-	kartoffel	ja	
151 Kartoffler, stivelses-	kartoffel	ja	
152 Kartoffler, spise-	kartoffel	ja	
153 Kartoffler, andre	kartoffel	ja	
160 Sukerroer til fabrik	beder	ja	
161 Cikorieødder	cikorie	ja	
162 Blanding, andre industriafgr.	vintersået blanding	ja	
170 Græs til fabrik (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
171 Lucerne, slæt	Lucerne	ja	
172 Lucernegræs, over 25% græs til slæt inkl. eget foder	græs eller andet grøntfoder	ja	
173 Kløver til slæt	Kløver	ja	
174 Kløvergræs til fabrik	græs eller andet grøntfoder	ja	
180 Gul sennep	sennep	ja	
182 Blanding af oliearter	vårsået blanding	ja	
210 Vårbyg, helsæd	vårbyg	ja	
211 Vårhvede, helsæd	vårhvede	ja	
212 Vårhavre, helsæd	vårhavre	ja	
213 Blandkorn, vårsået, helsæd	vårsået blanding	ja	
214 Korn og bælgssæd, helsæd, under 50% bælgssæd	vårsået blanding	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
215 Ærtehelsæd	ært	ja	
216 Silomajs	majs	ja	
220 Vinterbyg, helsæd	vinterbyg	ja	
221 Vinterhvede, helsæd	vinterhvede	ja	
222 Vinterrug, helsæd	vinterrug	ja	
223 Vintertriticale, helsæd	vintertriticale	ja	
224 Blandkorn, efterårssået helsæd	vintersået blanding	ja	
230 Blanding af vårkorn, grønkorn	vårsået blanding	ja	
234 Korn og bælgssæd, grønkorn, under 50% bælgssæd	vårsået blanding	ja	
235 Blanding af vinterkorn, grønkorn	vintersået blanding	ja	
247 Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), omdrift	græs eller andet grøntfoder	ja	
248 Permanent græs ved vandboring	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
249 Udnyttet græs ved vandboring	græs eller andet grøntfoder	ja	
250 Permanent græs, meget lavt udbytte	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
251 Permanent græs, lavt udbytte	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
252 Permanent græs, normalt udbytte	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
253 Miljøgræs MVJ-tilsagn (80 N), omdrift	græs eller andet grøntfoder	ja	
254 Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), permanent	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
255 Permanent græs, under 50% kløver/lucerne	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
256 Permanent kløvergræs, over 50% kløver/lucerne	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
257 Permanent græs, uden kløver	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
258 Permanent græs, ø-støtte	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
259 Permanent græs, fabrik, over 6 tons	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
260 Græs med kløver/lucerne, under 50 % bælgpl. (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
261 Kløvergræs, over 50% kløver (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
262 Lucerne, lucernegræs, over 50% lucerne (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
263 Græs uden kløvergræs (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
264 Græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
265 Græs, slået før vårsået afgrøde	græs eller andet grøntfoder	ja	
266 Græs under 50% kløver/lucerne, ekstremt lavt udbytte (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
267 Græs under 50% kløver/lucerne, meget lavt udbytte (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
268 Græs under 50% kløver/lucerne, lavt udbytte (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
269 Græs, rullegræs	vårsået blanding	ja	
270 Græs til udegrise, omdrift	græs eller andet grøntfoder	ja	
271 Rekreative formål	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
272 Permanent græs til fabrik	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
273 Permanent lucerne til fabrik	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
274 Permanent lucernegræs over 25% græs, til fabrik	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
276 Permanent græs og kløvergræs uden norm, under 50 % kløver	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
277 Permanent kløver til fabrik	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
278 Permanent lucerne og lucernegræs over 50% lucerne	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
279 Permanent græs til fabrik	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
280 Fodersukkerroer	beder	ja	
281 Kålroer	vårraps	ja	
282 Fodermarvkål	kål	ja	
283 Fodergulerødder	gulerod	ja	
284 Græs med vikke og andre bælgeplanter, under 50 % bælgepl.	græs eller andet grøntfoder	ja	
285 Græs og kløvergræs uden norm, over 50 % kløver (omdrift)	græs eller andet grøntfoder	ja	
286 Permanent græs og kløvergræs uden norm, over 50 % kløver	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
287 Græs til udegrise, permanent	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
305 Permanent græs, uden udbetaling af økologi-tilskud	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
306 Græs i omdrift, uden udbetaling af økologi-tilskud	græs eller andet grøntfoder	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
308 MFO-Slåningsbrak	brak	ja	
309 Udyrket areal ved vandboring	brak	ja	
310 Slåningsbrak	brak	ja	
311 Skovrejsning på tidl. landbrugsjord 1	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
312 20-årig udtagning	brak	ja	
313 20-årig udtagning af agerjord med frivillig skovrejsning	(afgrøden har ingen kategori)	nej	Afgrødekoden er som udgangspunkt ikke defineret som omdriftsafgrøde. Hvis du søger om grundbetaling på arealet og samtidigt bruger denne afgrødekode, vil arealet alligevel tælle med som omdrift i beregningen af de grønne krav i fællesskemaet.
314 20-årig udtagning med tilsagn om skovrejsning fra NST	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
316 Vådområder eller lavbundslande med udtagning	(afgrøden har ingen kategori)	nej	Afgrødekoden er som udgangspunkt ikke defineret som omdriftsafgrøde. Hvis du søger om grundbetaling på arealet og samtidigt bruger denne afgrødekode, vil arealet alligevel tælle med som omdrift i beregningen af de grønne krav i fællesskemaet.
317 Vådområder med udtagning	brak	ja	
318 MVJ ej udtagning, ej landbrugsjord	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
319 MFO Vådområder eller lavbundslande med udtagning	(afgrøden har ingen kategori)	nej	Afgrødekoden er som udgangspunkt ikke defineret som omdriftsafgrøde. Hvis du søger om grundbetaling på arealet og samtidigt bruger denne

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
			afgrødekode, vil arealet alligevel tælle med som omdrift i beregningen af de grønne krav i fællesskemaet.
320 Braklagte randzoner	brak	ja	
321 Miljøtiltag, ej landbrugsarealer	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
323 MFO-udyrket areal ved vandboring	brak	ja	
324 Blomsterbrak	brak	ja	
325 MFO-Blomsterbrak	brak	ja	
326 Permanent græs i MSO omlagt til ikke-landbrug	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
360 Vildtafgrøder	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
361 Ikke støtteberettiget landbrugsareal	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
400 Asier	agurk	ja	
401 Asparges	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
402 Bladselleri	selleri	ja	
403 Blomkål	kål	ja	
404 Broccoli	kål	ja	
405 Courgette, squash	mandelgræskar	ja	
406 Grønkål	kål	ja	
407 Gulerod	gulerod	ja	
408 Hvidkål	kål	ja	
409 Kinakål	ager-kål	ja	
410 Knoldselleri	selleri	ja	
411 Løg	løg	ja	
412 Pastinak	pastinak	ja	
413 Rodpersille	persille	ja	
415 Porre	løg	ja	
416 Rosenkål	kål	ja	
417 Rødbede	beder	ja	
418 Rødkål	kål	ja	
420 Salat (friland)	salat	ja	
421 Savoykål, spidskål	kål	ja	
422 Spinat	spinat	ja	
423 Sukkermajs	majs	ja	
424 Ærter, konsum	ært	ja	
429 Jordskokker, konsum	solsikke	ja	
430 Bladpersille	persille	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
431 Purløg	løg	ja	
432 Krydderurter (undtagen persille og purløg)	planteskolekultur	ja	
433 Krydderurt	planteskolekultur	ja	
511 Græskar	græskar	ja	
50 Anden bredbladet afgrøde	vårsået blanding	ja	
181 Anden oliefrøart	anden oliefrøart	ja	
275 Rullegræs, permanent	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
500 Buske og træer Planteskoleplanter	planteskolekultur	Nej	
434 Grøntsager, andre (friland)	planteskolekultur	ja	
440 Solhat	solhat	ja	
448 Medicinpl., en- og toårige	planteskolekultur	ja	
449 Medicinpl., stauder	planteskolekultur	ja	
450 Grøntsager, blandinger	vårsået blanding	ja	
487 Skovlandbrug	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
488 Hønsegård, permanent græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
489 Havtorn	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
491 Storfrugtet tranebær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
492 Tyttebær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
493 Surbær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
494 Japan kvæde	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
495 Morbær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
496 Medicinpl., vedplanter	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
497 Planteskolekulturer, vedplanter, til videresalg	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
498 Containerplads 4, vedplanter	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
499 Lukket system 3, vedplanter	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
501 Stauder	planteskolekultur	ja	
502 Blomsterløg	planteskolekultur	ja	
503 En- og to-årige planter	planteskolekultur	ja	
504 Solbær, stiklingeopformering	(afgrøden har ingen kategori)	nej	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
505 Ribs, stiklingeopformering	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
506 Stikkelsbær, stiklingeopformering	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
507 Hindbær, stiklingeopformering	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
508 Andre af slægten Vaccinium	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
509 Trækvæde	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
510 Melon	melon	ja	
512 Rabarber	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
513 Jordbær	jordbær	ja	
514 Solbær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
515 Ribs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
516 Stikkelsbær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
517 Brombær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
518 Hindbær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
519 Blåbær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
520 Surkirsebær uden undervækst af græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
521 Surkirsebær med undervækst af græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
522 Blomme uden undervækst af græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
523 Blomme med undervækst af græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
524 Sød kirsebær uden undervækst af græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
525 Sød kirsebær med undervækst af græs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
526 Hyld	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
527 Hassel	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
528 Æbler	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
529 Pærer	(afgrøden har ingen kategori)	nej	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
530 Vindrue	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
531 Anden træfrugt	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
532 Anden buskfrugt	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
533 Rønnebær	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
534 Hyben	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
535 Bærmispel	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
536 Spisedruer	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
539 Blandet frugt	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
540 Tomater	tomat	ja	
541 Agurker	agurk	ja	
542 Salat (drivhus)	salat	ja	
543 Grøntsager, andre (drivhus)	planteskolekultur	ja	
544 Snitblomster og snitgrønt	planteskolekultur	ja	
545 Potteplanter	planteskolekultur	ja	
547 Planteskolekulturer, stauder	planteskolekultur	ja	
548 Småplanter, en-årige	planteskolekultur	ja	
549 Lukket system 1, en-årige	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
550 Lukket system 2, stauder	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
551 Moskusgræskar	moskusgræskar	ja	
552 Mandelgræskar	mandelgræskar	ja	
553 Centnergræskar	centnergræskar	ja	
560 Containerplads 1, frugtbuske	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
561 Containerplads 2, en-årige	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
562 Containerplads 3, stauder	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
563 Svampe, champignon	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
570 Humle	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
579 Tagetes, sygdomssanerende plante	tagetes	ja	
580 Skovdrift, alm.	(afgrøden har ingen kategori)	nej	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
581 Nyplantning i skov med træhøjde under 3 m	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
582 Pyntegrønt, økologisk jordbrug	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
583 Juletræer og pyntegrønt på landbrugsjord	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
585 Skovrejsning i projektområde, som ikke er omfattet af tilsagn	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
586 Offentlig skovrejsning	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
587 Skovrejsning på tidl. landbrugsjord 3	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
588 Statslig skovrejsning	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
589 Bæredygtig skovdrift	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
590 Bæredygtig skovdrift i Natura 2000-område	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
591 Lavskov	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
592 Pil	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
593 Poppel	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
594 El	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
596 Elefantgræs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
597 Rørgræs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
598 Sorrel	Sorrel	ja	
602 MFO - Pil	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
603 MFO - Poppel	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
604 MFO - El	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
605 MFO - Lavskov	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
650 Chrysanthemum Garland, frø	chrysanthemum	ja	
651 Dildfrø	dild	ja	
652 Kinesisk kålfrø	ager-kål	ja	
653 Karsefrø	karse	ja	
654 Rucolafrø	rucola	ja	
655 Radisefrø (inklusiv olieræddikefrø)	radise	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
656 Bladbedefrø, rødbedefrø	beder	ja	
657 Grønkålfrø	kål	ja	
658 Gulerodsførø	gulerod	ja	
659 Kålfrø (hvid- og rødkål)	kål	ja	
660 Persillefrø	persille	ja	
661 Kørvelfrø	kørvel	ja	
662 Majroefrø	agerkål	ja	
663 Pastinakfrø	pastinak	ja	
664 Skorzonerodfrø	skorzonerod	ja	
665 Havrerodfrø	havrerod	ja	
666 Purløgsfrø	løg	ja	
667 Timianfrø	timian	ja	
668 Blomsterfrø	planteskolekultur	ja	
701 Grønkorn af vårbyg	vårbyg	ja	
702 Grønkorn af vårhvede	vårhvede	ja	
703 Grønkorn af vårhavre	vårhavre	ja	
704 Grønkorn af vårrug	vårrug	ja	
705 Grønkorn af vårtriticale	vårtriticale	ja	
706 Grønkorn af vinterbyg	vinterbyg	ja	
707 Grønkorn af vinterhvede	vinterhvede	ja	
708 Grønkorn af vinterhavre	vinterhavre	ja	
709 Grønkorn af vinterrug	vinterrug	ja	
710 Grønkorn af hybridrug	vinterrug	ja	
711 Grønkorn af vintertriticale	vintertriticale	ja	
888 Nye tilsagn uden råderet v. ansøgningsfristen	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
900 Øvrige afgrøder	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
903 Lysåbne arealer i skov	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
905 Anden anvendelse på tilsagnsarealer	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
906 Frameldte areal	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
907 Naturarealer, økologisk jordbrug	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
908 Naturarealer, ansøgning om miljøtilsagn	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
910 Ikke anmeldt mark	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
920 Økologisk sommerbrak	brak	ja	
921 Bar jord	brak	ja	

Afgrøde	Afgrødekategori	I rotation	Bemærkning
943 Kløvergræs med over 50% kløver, udlæg /efterslæt efter grønkorn o.l. høstet i maj/juni	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
944 Kløvergræs med over 50% kløver, udlæg/efterslæt efter helsæd høstet senest 1. august	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
945 Kløvergræs med over 50% kløver, udlæg/efterslæt efter korn o.l.	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
946 Græs/kløvergræs med over 50% kløver til fabrik, efterslæt efter grønkorn o.l. høstet i maj/juni	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
960 Græs, udlæg/efterslæt efter grønkorn o.l. høstet i maj/juni	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
961 Græs, udlæg/efterslæt efter helsæd/tidl. frøgræs eller vinterbyg høstet senest 1. august	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
962 Græs, udlæg/efterslæt efter korn/sildig frøgræs	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
963 Kløvergræs med under 50% kløver, udlæg /efterslæt efter grønkorn o.l. høstet i maj/juni	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
964 Kløvergræs med under 50% kløver, udlæg/efterslæt efter helsæd høstet senest 1. august	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
965 Kløvergræs med under 50% kløver, udlæg/efterslæt efter korn o.l.	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
966 Græs/kløvergræs med under 50% kløver til fabrik, efterslæt efter grønkorn o.l. høstet i maj/juni	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
968 Pligtige efterafgrøder	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
970 Udlæg og efterafgrøder til grøngødning	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
972 Mellemafgrøder	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
998 Ukendt afgrøde	(afgrøden har ingen kategori)	nej	
999 Ugyldig afgrødekode	(afgrøden har ingen kategori)	nej	

7.4 Bilag IV – International literature review on the effects of the greening of the CAP on environment and biodiversity

Følgende bilag indeholder et uddybende international litteraturstudie, gennemført som baggrund for nærværende rapports analyser af CAP reformens effekter på miljø og biodiversitet (De anførte referencer kan findes i rapportens litteraturliste):

In 2013 EU added an extra component to the existing CAP (Common Agricultural Policy) with the aim of improving the environment and enhance biodiversity in European agricultural landscapes - popular called "The greening of the CAP" or "CAP13+". Despite the relatively short time period scientific opinions on the effectiveness of the greening are already emerging in research from various European countries (Germany, Italy, Sweden, Switzerland) - though, much of the research are based on modelled and simulated data.

It has been established how biodiversity can benefit from ecological policy measures implemented on and nearby agricultural land (after cropping, using nitrogen fixing crop, flowers trips, hedgerows, set-aside, buffer zones etc.) (Henderson *et al.*, 2000; Kleijn *et al.*, 2006; Stutter *et al.*, 2012). Still, increasing literature questions whether this conclusion can be drawn and whether it translates into positive effects of greening of the CAP in 2013. We review three issues/problems:

- Literature is based on modeled results
- The measures focus on high input farms
- Deadweight

Re 1)

Positive effects of the CAP13+ have been demonstrated based on simulated data and scenarios (Gocht *et al.*, 2017). Gocht *et al.* (2017) reveal modeled results from scenario building and implementation of the Shannon diversity index from 2013 to 2015. However, the magnitude of the effects is rather small especially for biodiversity. A lower index after introducing the CAP13+ is visible in Spain due to overall decrease in set-aside area. Austria, Germany, Northern Italy and France had the highest index increase. Specifically, the Danish region also displays a small positive effect due to a modelled decline in use of nitrogen fertilization, which may be caused by effects from the revised CAP. Overall, Gocht *et al.* (2017) conclude rather small impacts on biodiversity and discuss a lack of scientific literature. Other modelled results also reveal small Environmental gains (Langhammer *et al.*, 2017). Modelled hare populations in landscapes defined by chosen CAP measures (cultivation legumes, rotational and permanent set-aside, permanent extensive grasslands, herbaceous field margins and woody field margins) increase, with the permanent set-aside being the most valuable measure (Langhammer *et al.*, 2017). Another study, also based on modelled data, reveals a small positive effect on bird species richness in Europe in 2020 after implementation of agri-environmental measures in 2013, with set-aside showing the largest effect in bird species richness (Overmars *et al.*, 2013) - also for the Danish region.

Hence, there exists simulated and modelled results of the effect of CAP13+ in the scientific literature but to our knowledge, no reliable field studies are yet available.

Re 2)

Agri-environmental schemes tend to be more effective when they aim at areas out of production or extensively driven areas compared to areas under intense production (Kleijn *et al.*, 2011; Batary *et al.*, 2015). Kleijn *et al.* (2011) have developed a concept demonstrating a higher gain of environmental actions in low-input farms compared to high-input farms. This was mainly due to a relatively low colonization rate of species from the surrounding in areas characterized by intense agricultural use. Therefore, since the CAP13+ measures mainly aims at intensive farms (organic farms are excluded) the effect on biodiversity might not be as high as hoped for. Therefore, questions have been raised concerning whether the EU funding could be used more effectively by favoring natural areas (Bertelsen *et al.*, 2017). Furthermore, other measures such as increase in crop structure heterogeneity and not only crop diversity could improve the effects on biodiversity (Josefsson *et al.*, 2017). Crop structure increase farmland bird species in Sweden, and this measure does not exist in the greening program (Josefsson *et al.*, 2017).

Re 3)

Many farms already have implemented the subsidized measures before the greening in 2013 (Josefsson *et al.*, 2017; Zinngrebe *et al.*, 2017) therefore resulting in the small trivial positive effect mentioned above. A comprehensive German study based on farm interviews reveal that farmer motivation to implement a measure is based on first “*administrative considerations*” followed by “*economic considerations*”, “*location factors (farm structure)*”, and finally “*ecological considerations (biodiversity)*” (Zinngrebe *et al.*, 2017). This indicates a “*mismatch*” since the measures theoretically yielding highest positive biodiversity effects have low uptake by farmers (Pe´er *et al.*, 2016). That is, farmers and ecologists do not agree on which measurements to use (Pe´er *et al.*, 2016). Furthermore, the German study reveals that farmers tend to report measures which they already have implemented on their farms. Hence, large farm areas will remain unchanged despite of the greening (Overmars *et al.*, 2013). This so called “deadweight”, defined as a payment given to a service which would have been implemented despite the payment (ECA, 2017), is often the case for areas such as catch crops, nitrogen fixing crops, and set-aside (Overmars *et al.*, 2013; Zinngrebe *et al.*, 2017) which are measures already in operation on most farms. Of these three set-aside is known to have a positive effect on biodiversity whereas the other two have mixed effects (Pe´er *et al.*, 2016).

Some argue that greening of the CAP focus on individual farms instead of having a landscape focus - promotes fragmentation instead of collaboration between farmers (Leventon *et al.*, 2017). This hinders increase of patch size and large-scale landscape heterogeneity. For example, the agricultural landscape of Italy is fragmented and composed by many small farms. Therefore, small areas will be affected, as a farm must have a certain size to be able to conduct the measures, which are subsidized (Vanni and Cardillo, 2013).

In conclusion, there tend to be small positive effect on biodiversity of the greening of the CAP/CAP13+, in Denmark and the rest of Europe, but the cost might be too large compared to what is gained.

Om DCA

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevareforskningen ved Aarhus Universitet (AU). Centrets hovedopgaver er myndighedsbetjening, videnudveksling, rådgivning og erhvervs- og internationalt samarbejde.

Centret koordinerer videnudveksling og rådgivning med 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.

DCA rapporter og nyhedsbrev

DCA rapporter indeholder hovedsageligt myndighedsrådgivning i henhold til Aarhus Universitets aftale med Miljø- og Fødevareministeriet. Derudover udgives rapporter, som indeholder afrapportering fra forskningsprojekter, oversigter, vidensynteser, konferencebilag, tekniske afprøvninger, vejledninger m.fl.

Rapporterne kan frit downloades her: dca.au.dk

Gengivelse er tilladt med kildeangivelse, herunder link til DCAs rapporthjemmeside:
dca.au.dk/publikationer/

DCA udsender endvidere ugentligt et nyhedsbrev, der orienterer om forskning i jordbrug og fødevarer samt kommende arrangementer.

Tilmelding til nyhedsbrevet på dca.au.dk

RESUME

Nærværende undersøgelse af de grønne krav og landdistriktsordningerne under EU's landbrugspolitik (CAP) viser en række positive effekter ift. biodiversitet, næringsstoffer og klima for perioden 2015-2017 i Danmark.

Total set viser opgørelserne en kvælstofreduktion på op til 3,8 mio. kg kvælstof, og en reduktion af klimagas-udledningen på op til 0,2 mio. ton CO₂-ækv. årligt. Dette svarer til en reduktion på ca. 2% af landbrugets samlede kvælstoftab i form af nitrat og ammoniak, og ligeledes en reduktion på op til ca. 2% i landbrugets samlede klimagas-udledning. Imidlertid er der stor usikkerhed på disse opgørelser, og det er svært at sige, hvor stor en andel af denne reduktion der reelt kan tilskrives CAP'en.

I forhold til klimaeffekten er etableringen af nye biogasanlæg vigtig. Derudover har økologisk arealtilskud også stor effekt, både ift. reduktion af N-udledning og klima. Andre ordninger har en høj effekt på biodiversiteten; nemlig ordningerne til etablering af naturlig vandstand, vådområder, samt til dels ordningen omkring pleje af græs og naturarealer.

Det konkluderes, at en meget stor del af den estimerede effekt skyldes ordningerne under landdistriktsprogrammet, og at en gentænkning af landbrugspolitikken må anbefales for i højere grad at opnå de ønskede signifikante, positive effekter ift. miljø, klima og naturbeskyttelse.

