



OPDATERING AF BASELINE 2021

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 162

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

OPDATERING AF BASELINE 2021

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 162

2020

Gitte Blicher-Mathiesen¹ (redaktør)

Jørgen E. Olesen² (redaktør)

Signe Jung-Madsen³ (redaktør)

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

³ Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 162
Titel:	Opdatering af baseline 2021
Redaktører:	Gitte Blicher-Mathiesen ¹ , Jørgen E. Olesen ² & Signe Jung Madsen ³
Forfattere:	Gitte Blicher-Mathiesen ¹ , Jesper H. Christensen ⁴ , Christen Duus-Børgesen ² , Thomas Ellermann ⁴ , Carl Christian Hoffmann ¹ , Tina Houlborg ¹ , Johannes L. Jensen ³ , Uffe Jørgensen ² , Troels Kristensen ² , Jørgen E. Olesen ² , Birger Faurholt Pedersen ² , Ingrid Kaag Thomsen ² , Finn P. Vinther ² & Peter Sørensen ²
Institutioner:	Aarhus Universitet, ¹ Institut for Bioscience, ² Institut for Agroøkologi, ³ DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, & ⁴ Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2020
Redaktion afsluttet:	Januar 2020
Faglig kommentering:	Hans Estrup Andersen og Jørgen Eriksen
Kvalitetssikring, DCE:	Kirsten Bang
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Kler
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/TR162_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E. & Jung-Madsen, S. (red). 2020. Opdatering af baseline 2021. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Teknisk rapport nr. 162 http://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Dette er en opdatering/midtvæjsevaluering af den revurdering af baseline, der blev foretaget i 2015 og udgivet i 2016 i forbindelse med vedtagelse af Fødevarer- og landbrugspakken og lempelse af kvælstofnormen. I denne rapport evalueres de forudsætninger og antagelser, der blev gjort ved "Revurderingen af baseline" fra 2016, og baseret herpå er der foretaget en opdatering af baselineeffekten samlet set for den seksårige periode 2013-2017/2018, og hvad effekten for 2013 -2021 forventes at være. Den genberegnete baselineberegning viser, at der kan forventes en ændring i kvælstofudvaskning, der spænder mellem en merudvaskning på 5.310 og en reduktion i udvaskningen på 2.930 ton N/år.
Emneord:	Baseline, kvælstof, kvælstofudvaskning, udvikling i landbrug, virkemidler, tidsforsinkelse
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Kathe Møgelvang
ISBN:	978-87-7156-471-6
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	140
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	9
1 Indledning	11
2 Baggrund, forudsætninger og forbehold for analysen	14
2.1 Udviklingen i landbrugets forbrug og norm for kvælstofgødning 2011-2018	14
2.2 Udvikling i husdyrholdet 2012-2018 og afledte effekter på udvaskningen	26
2.3 Udvikling i markbalancer og tabsposter	29
2.4 Sædskifte og udvaskning	32
2.5 Tidshorisont og tidsforsinkelse for hvornår ændringer kan måles i vandløb	34
2.6 Forbehold og usikkerheder i forbindelse med opgørelse af kvælstofudvaskning og ændringer på landsplan samt hovedvandoplande	39
3 Virkemidler, udvikling og effekt 2013-2017/18 og fremskrivning til 2021	41
3.1 Teknisk Justering (effekt af nedgangen i det dyrkede areal)	41
3.2 Randzoner	45
3.3 Energiafgrøder	45
3.4 Økologisk jordbrug	48
3.5 Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald	51
3.6 MVJ ordning (Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger)	58
3.7 Miljøgodkendelser og husdyrregulering	58
3.8.1 Fremskrivning af atmosfærisk deposition af kvælstof til 2021	69
3.8.2 Estimering af reduceret deposition på udvaskningen	76
3.9 Efterafgrøder	78
3.10 Slæt i stedet for afgræsning på konventionelle kvægbrug	79
3.11 Udvikling i udbytter og kvælstofnorm	82
3.12 Effekt af at ophæve de underoptimale gødskningsnormer	90
3.13 Vådområder	92
3.14 Samlet effekt opdatering af baseline i 2021 fordelt på vandområder	97
4 Klima	99
5 Konklusion og sammenligning med tidligere estimater af baselineeffekt	101
6 Referencer	104

Bilag 1: Udviklingen i høst- og kvælstofudbytter	113
Sammendrag	113
Indledning	114
Data	114
Afgørdefordeling (ha)	115
Høstudbytter (hkg/ha)	116
Kvælstofudbytter (kg N/ha)	118
Udvikling 1990-2017	121
Referencer	123
Bilag 2: Udvikling i kvælstofnormer 2005/06-2018/19	125
Indledning	125
Metode	125
Normer på afgrødeniveau	126
Afgørdevægtet norm	128
Estimeret trend 2012-2021	130
Referencer	131
Bilag 3: Effekten af vådområder nedlagt på projekter	132
Bilag 4: Opgavebeskrivelse fra Miljøstyrelsen	137

Forord

Miljøstyrelsen (MST) har primo 2019 bestilt en opdatering af den baseline, der blev estimeret med den senest udgivne baslinerapport "Revurdering af baseline" (Jensen et al., 2016). Bestillingen frem går af Bilag 4.

Baslinerapporten (Jensen et al., 2016) var en revurdering af baselineestimatet fra "Fastsættelse af baseline 2021" udgivet i 2014, idet der i revurderingen blev indarbejdet scenarier for udfasning af underoptimale gødningsnormer i virkemidler og for øvrige forventede ændringer i politisk vedtagne beslutninger. Revurderingen blev udarbejdet i 2015 og offentliggjort i 2016 i rapporten "Revurdering af baseline" af Jensen et al. (2016) - og kan ses her

<https://dce2.au.dk/pub/TR67.pdf>

Rapporten "Fastsættelse af baseline 2021" af Jensen et al. (2014) - kan ses her <https://dce2.au.dk/pub/TR43.pdf>

Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i erhvervet, som kan få indflydelse på næringsstoffab fra de dyrkede arealer. I baseline opgøres effekt af virkemidler og øvrige udviklinger i landbrugsproduktionen som udvaskning fra rodzone, men for virkemidler som f.eks. vådområder, hvor effekten relaterer sig til overfladevand, angives effekten til nærmeste recipient.

Baseline udgør en samlet fremskrivning af udviklingen i landbrugets produktionsforhold, virkemidler og mulige effekter af internationalt vedtagne konventioner, altså en fremskrivning eller prognose for de virkemidler, der tænkes implementeret frem til og med 2021. Den fulde effekt af virkemidlerne på rodzoneudvaskning vil ske med en vis tidsforsinkelse, og det giver sig selv, at effekten af baseline ikke vil have den estimerede effekt inden for baselineperioden og ej heller med ligelig fordeling over årene. Prognosen for virkemidler kan være behæftet med betydelig usikkerhed, særligt hvor effekten er afhængig af internationale økonomiske konjunkturer og andre landes opfyldelse af konventioner. Derfor har Aarhus Universitet i revurderingen fra 2016 anbefalet, at der med baseline 2021 fremskrivningen på 6-7 år var brug for en midtvejsstatus. Nærværende rapport beskriver resultatet af en sådan midtvejsstatus.

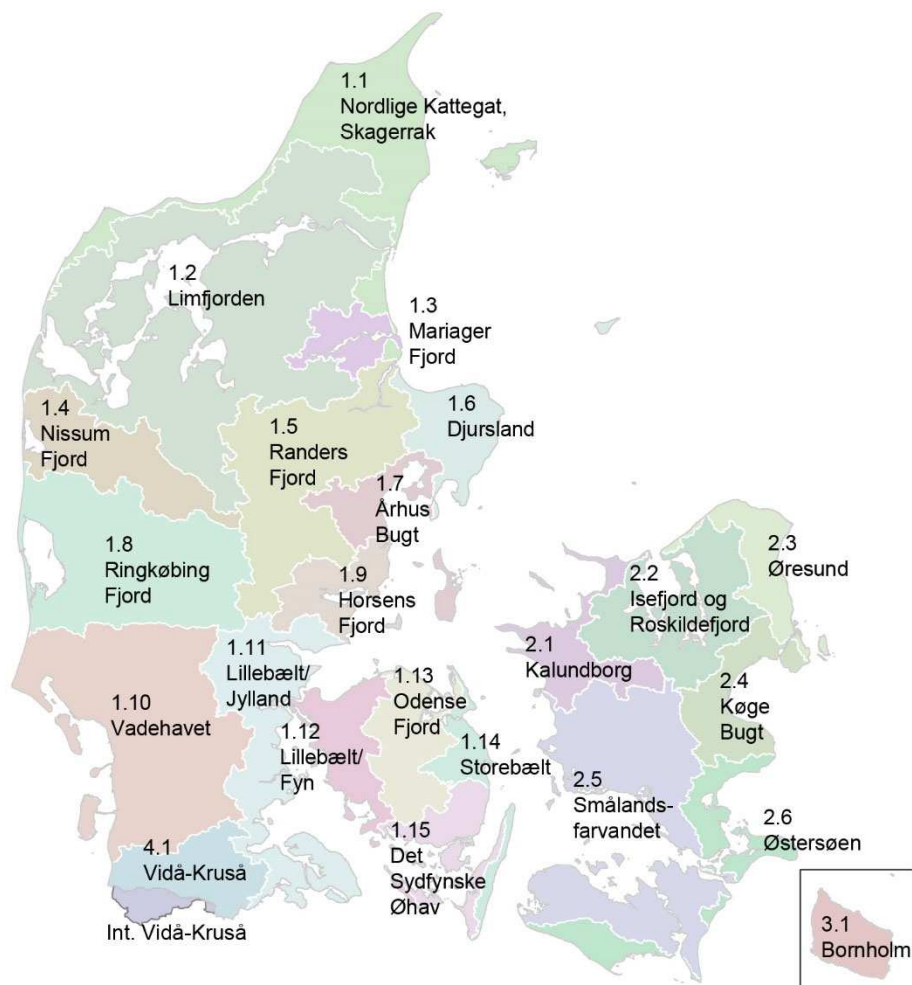
Formålet med denne rapport er således en opdatering af baseline 2021, hvor der inddrages de samme elementer som i Revurdering af baseline. Det vil sige, at der i opdateringen ikke medtages virkemidler vedtaget med Fødevarer- og landbrugspakken i 2015 med det formål at modvirke effekten af at udfase de underoptimale gødningsnormer herunder MFO, ekstra efterafgrøder samt deres alternativer m.m.

I denne rapport evalueres de forudsætninger og antagelser, der blev gjort ved Revurdering af baseline, og baseret herpå evalueres, hvad baselineeffekten samlet set vurderes at have været for den seksårige periode 2013-2017/2018, og hvad den samlede effekt fra 2013-2021 forventes at være. For nogle elementer er det muligt at inddrage data fra 2018, og for andre er de sidst tilgængelige data fra 2017.

Effekten af elementerne er beregnet som rodzoneudvaskning, der forventes at ske inden for en 5-10 års tidshorisont og effekten er desuden neddelte på 23 hovedvandoplande, eller på samme geografiske skala som ved Revurdering baseline i 2015/2016.

I løbet af projektperioden har der været afholdt en faglig workshop med deltagelse af SEGES, Danmarks Naturfredningsforening, Bæredygtigt Landbrug, Foreningen for Reduceret Jordbearbejdning (FRDK) samt Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen, hvor data og forudsætninger anvendt i nærværende rapport om opdatering af baseline blev drøftet. Miljø- og Fødevarerministeriet har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten.

Figure F.1. 23 Hovedvandoplande.



Sammenfatning

Miljøstyrelsen (MST) har primo 2019 bestilt en opdatering af den baseline, der blev udarbejdet til 2. generation af vandplaner ("Fastsættelse af baseline 2021" fra 2014), og som efterfølgende blev revurderet i 2015 (Revurdering af baseline, Jensen et al., 2016) forud for vedtagelse af Fødevarer- og landbrugspakken. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i erhvervet, som kan få indflydelse på kvælstoftab fra de dyrkede arealer. I denne rapport evalueres de forudsætninger og antagelser, der blev gjort ved "Revurderingen af baseline" fra 2016. Baseret herpå er der foretaget en opdatering af baselineeffekten samlet set for den seksårige periode 2013-2017/2018, og hvad den samlede effekt for baselineelementer, der er implementeret i 2013-2021 forventes at være og hvor den estimerede effekt forventes at indtræde inden for en tids-horisont på 5-10 år. Tiltag, der er vedtaget med Fødevarer- og landbrugspakken i 2015 med det formål at modvirke effekten af at udfase de underoptimale gødningsnormer, herunder MFO, ekstra efterafgrøder samt deres alternativer m.m., indgår ikke i opdateringen lige som de heller ikke indgik i Revurdering af baseline.

I nærværende rapport estimeres en samlet ændring i kvælstoftab (nitratudvaskning) fra rodzonen i 2021, der varierer mellem en merudvaskning på 5.310 ton N/år og en reduktion i udvaskning på 2.930 ton N/år, svarende til en gennemsnitlig merudvaskning på ca. 1.190 ton N/år i forhold til referencåret 2012. Status for 2018 er dog en samlet merudvaskning på mellem 8.640-3.300 ton N/år, i gennemsnit ca. 5.970 ton N/år.

At man frem til 2018 endnu ikke har set et betydeligt fald i merudvaskning skyldes primært, at der endnu ikke er indtruffet den forventede reduktion i atmosfærisk deposition, der følger af, at alle EU-lande har bundet sig til at reducere emissionerne af kvælstof til luften. Eftersom reduktionskravene er lovpligtige, er det forudsat i denne rapport, at landene vil nå de fastsatte emissionslofter.

I Revurderingen af baseline blev den samlede baselineeffekt estimeret til at ligge i intervallet mellem en merudvaskning af kvælstof på 4.300 ton N/år og en reduktion i kvælstofudvaskningen på 350 ton N/år, i gennemsnit en merudvaskning 1.975 ton N/år. Det vil sige, at der i nærværende opdatering estimeres en samlet effekt, der i gennemsnit er ca. 785 ton N mindre end tidligere estimeret i Revurdering af baseline.

Årsagen til dette skal især findes i, at der i nærværende rapport er estimeret en større positiv effekt af økologi som følge af et større areal med økologisk drift samt en lidt mindre estimeret effekt af at øge gødningsnormerne. Den mindre effekt af at ændre gødningsnormerne er begrundet med, at den nye beregning i denne rapport inddrager en mere realistisk afgrødefordeling, og at der tages højde for, at gødningsnormerne ikke udnyttes fuldt ud. Det er dog overordentligt vanskeligt nøjagtigt at adskille effekterne af nedgang i det dyrkede areal, normændringer fra under- til økonomisk optimale kvælstofnormer og den årlige stigning i den økonomisk optimale norm, ændring i afgrødefordeling samt udbyttetrend.

Alt i alt viser denne opdatering af baselineberegningen en prognose for en lavere merudvaskning af kvælstof i 2021, end der blev forventet ved Revurdering af baseline i 2015. Dette estimat er dog meget afhængig af, hvad udviklingen i atmosfærisk deposition er, og hvorvidt prognoserne for udviklingen i emissionerne holder, herunder at EU-landene formår at overholde de aftalte emissionslofter for atmosfæriske kvælstofemissioner.

Overordnet viser nærværende opdatering af baseline 2021 at forbruget af handelsgødning og kvælstofudvaskning bliver mindre grundet nedgang i det dyrkede areal og øget andel af økologisk drift. Derudover vil også den forventede nedgang i atmosfærisk deposition bidrage til at reducere udvaskningen. Omvendt vil baselineelementer som stigende udbytter kombineret med øget gødningsnorm og mer-gødningen, tilladt ved at gå fra under- til økonomisk optimale normer, øge forbruget af handelsgødning og dermed øge udvaskningen. Den samlede effekt af baselineelementerne frem til 2018 viser derfor en øget kvælstofudvaskning, bl.a. fordi den forventede reduktion i den atmosfærisk deposition endnu ikke indtrådt og fordi baseline 2021 ikke medtager effekten af målrettede efterafgrøder, MFO m.v., der er indført som kompenserende tiltag for den øgede udvaskning i forbindelse med overgangen til økonomisk optimale gødningsnormer i 2016.

Når man isoleret ser på perioden 2012-2015, som er perioden før gødningsnormerne blev hævet, kan det være svært at se den positive effekt på udviklingen i kvælstoftilførslen til havet af de to baselineelementer nedgang i det dyrkede areal og øget andel af økologisk dyrkning. Det kan skyldes, at effekten af de to tiltag har en begrænset størrelse, som kan overskygges af store årtil-år variation i bl.a. nedbør og temperatur, som kan modvirke eller betinge en øget kvælstofudledning, som det netop er vist for årene 2012-2015. Derudover kan forsinkelser i kvælstofomsætning og i vandets transportveje fra mark til kystvande have en betydning. Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total N- og nitrat-koncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser netop, at årtil-år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer, derfor bør ses over en årrække ift. at kunne evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledning til kystvande.

Summary

In the beginning of 2019, The Danish Environmental Protection Agency (MST) commissioned an update of the baseline prepared for the 2nd generation of river basin management ("Establishing baseline 2021" from 2014), which was subsequently re-evaluated in 2015 (Reassessment of baseline, Jensen et al., 2016) prior to the adoption of the Food and agriculture package. In this context, the term baseline covers the effect of measures already adopted (instruments etc.) and other developments in agriculture that may affect the loss of nitrogen from arable land. This report evaluates the conditions and assumptions made in the "Reassessment of baseline" from 2016 and, based on this, the baseline effect was updated overall for the six-year period 2013-2017/2018 as were the expectations for the effect for 2013-2021. Measures adopted in the Food and agriculture package in 2015 to counteract the effects of phasing out the sub-optimal fertilisation standards, including MFO, wetland projects, additional catch crops and their alternatives, etc. are not included in the update, nor were they included in the Reassessment of baseline.

The present report estimates an overall change in nitrogen loss (nitrate leaching) from the root zone in 2021, which varies between an additional leaching of 5,310 tonnes N/year and a reduction in leaching of 2,930 tonnes N/year, corresponding to an average additional leaching of approx. 1,190 tonnes/year compared to the reference year 2012. However, the 2018 status shows total additional leaching between 3,300-8,840 tonnes N/year, on average approximately 5,970 tonnes N/year.

The fact that a significant decrease in additional leaching has not yet been seen up to the year 2018 is mainly due to the fact that the expected reduction in atmospheric deposition resulting from all EU countries having committed themselves to reducing nitrogen emissions to the air has not yet occurred. As the reduction requirements are statutory, it is assumed in this report that the countries will reach the established emission ceilings.

In the Reassessment of baseline, the overall baseline effect was estimated to be in the range between additional nitrogen leaching of 4,300 tonnes N/year and reduction in nitrogen leaching of 350 tonnes N/year; additional leaching of 1,975 tonnes N/year on average. This means that in the current update, the overall effect is estimated to be approximately 785 tonnes less than previously estimated in the Reassessment of baseline.

The reason for this is notably that the present report has estimated a greater positive effect of ecology as a result of larger areas with organic farming as well as a lower estimated effect of increasing fertiliser standards to the economic optimum. The decreased effect of changing fertiliser standards is justified by the new calculation in this report involving more realistic crop distribution and taking into account the fact that the fertiliser standards are not fully exploited. However, it is extremely difficult to accurately distinguish the effects of the decline in arable land, norm changes from sub-optimal to economically optimal nitrogen norms and the annual increase in the economically optimum norm, change in crop distribution and yield trend.

All in all, this update of the baseline calculation predicts a lower level of nitrogen leaching in 2021 than was expected in the Reassessment of baseline in 2015. However, this estimate is highly dependent on the evolution of the atmospheric deposition and whether the forecasts for the emissions developments prevail, including the EU countries being able to comply with the agreed upon emission ceilings for atmospheric nitrogen emissions.

Overall, this update of baseline 2021 shows that consumption of commercial fertilizers and leaching of nitrogen will be reduced due to decline in cultivated area and increased share of organic farming. In addition, the expected decline in atmospheric deposition will also reduce leaching. Conversely, baseline elements such as increasing yields, combined with increased fertilizer norms and additional fertilizers, allowed by going from below- to economically optimal norms, will increase the use of commercial fertilizers and increase leaching.

The effect of the baseline elements up to 2018 therefore shows increased nitrogen leaching, among other things because the expected reduction in atmospheric deposition has not yet occurred and because baseline 2021 does not include the effect of targeted catch crops, MFO etc.. The last mentioned mitigation elements contribute to compensate for the increased leaching caused by the use of additional fertilizers to meet the economically optimal nitrogen standards.

Looking at the period 2012-2015, which is the period before consumption of the additional fertilizer by going from below to economically optimal norms, it can be difficult to see the positive effect in the trend of the nitrogen load to coastal waters of the two baseline elements decline in the cultivated area and increased proportion of organic cultivation. This may be because by a limited size effect of the two measures, which can be overshadowed by large year-to-year variation in, among other things precipitation and temperature that may counteract or even temporarily increased the nitrogen load, as shown for the years 2012-2015. In addition, delays in nitrogen turnover in the agricultural soil and in water transport pathways from the fields to coastal waters can be significant. Regional estimates of the flow-weighted total N and nitrate concentration in the discharged water calculated for catchments with gauging stations show that the year-to-year variation is large in the two regions of Funen and Zealand, and that changes in the flow-weighted concentrations therefore should be seen over a number of years, if the effect of measures on nitrogen load into coastal waters should be evaluated

1 Indledning

Denne rapport udgør en opdatering af baseline 2021. I Miljøstyrelsens bestilling var det ønsket, at alle elementerne, som blev vurderet i Revurdering af baseline 2021, også indgår i denne opdatering. I begge baseline er ikke medtaget effekt af kompenserende virkemidler, implementeret for at modvirke effekten af at udfase de underoptimale gødningsnormer, der blev indfaset med Fødevarer- og landbrugspakken i 2015, og som betød, at landmændene fik mulighed for at anvende mere gødning. Her tænkes specifikt på, at de målrettede efterafgrøder og implementering af Miljøfokusområder (MFO) ikke indgår hverken den tidligere revurdering eller den nuværende opdatering af baseline.

Det er vanskeligt at adskille effekt af virkemidler fra effekter af den generelle udvikling i landbruget. Både fordi afgrødefordelingen er påvirket af det dyrkningstekniske forhold (f.eks. om det er for vådt at køre på markerne til, at landmændene kan så vinterkorn om efteråret) og fordi ændringer i fastsættelse af gødningsnormer kan påvirke forbruget af gødning og virkemidler som alternativer til efterafgrøder.

I nærværende opdatering af baseline er der derfor knyttet en vis usikkerhed til effekter af de enkelte virkemidler, som skyldes, at det er vanskeligt at adskille effekten af implementerede virkemidler fra effekt af generelle dyrkningsmæssige forhold og udvikling i disse.

Ud over en opdatering af virkemidlerne beskrevet i Revurdering af baseline (Jensen et al., 2016 - herefter betegnet "Revurdering af baseline") har Miljøstyrelsen ønsket en specifik evaluering af den antagelse, at kvælstofnormerne øges med 1 kg N/ha. Denne antagelse indgik i en samlet vurdering af de tre elementer; teknisk justering (nedgang i det dyrkede areal), effekt af at udfase de under-optimale gødningsnormer og det element, at kvælstofnormerne øges hvert år grundet trend i stigende udbytter. Denne specifikke vurdering er i nærværende opdatering gennemført med en analyse af trenden i den økonomiske optimale gødningsnorm for hver afgrøde, som udgør den aktuelle stigning i årene 2012-2017 og et landsgennemsnit med en konstant gennemsnitlig afgrødefordeling.

I afsnittet om trend i udbytter og gødningsnorm er afgrødefordelingen holdt konstant med det formål at beskrive trends i gødningsnorm og udbytter set isoleret for hver afgrødetyper, idet netop trend i udbytter og gødningsnorm er indbyrdes afhængige, og trend anvendes derfor til en fælles fremskrivningseffekt for disse to elementers effekt til 2021.

Der er derfor anvendt en lidt anderledes opdeling af virkemidlerne i denne opdatering end i Revurdering af baseline. I Revurdering af baseline 2021 blev mergødning ved udfasning af underoptimale gødningsnormer, trend i den økonomiske optimale norm og nedgang i det dyrkede areal beregnet som en samlet effekt, mens effekt af stigende udbytter var en særskilt beregning. I denne opdatering af baseline er trend i udbytter og stigning i den økonomiske optimale gødningsnorm beregnet som en samlet effekt, idet stigningen i udbytterne i en vis udstrækning er koblet til en øget kvælstofnorm, og derfor er det mest hensigtsmæssigt, at disse to elementer vurderes som en samlet effekt.

Det betyder derfor, at nedgangen i det dyrkede areal, som betegnes teknisk justering, vurderes som en selvstændig effekt. Udfordringen er, at effekt af virkemidler og effekten af den tekniske justering er indbyrdes afhængige. F.eks. er effekten af en nedgang i det dyrkede areal højere, hvis denne beregnes ud fra, at de underoptimale gødningsnormer er udfaset, og der derfor gives mergødning, som ikke er kompenseret med andre virkemidler, der modvirker merudvaskningen, som det blev gjort i Revurdering af baseline. Modsat er effekten lavere, hvis merudvaskningen ved ophør af underoptimale normer kompenseres af andre virkemidler. Det er sidst nævnte udgangspunkt, der er antaget i nærværende opdatering af baseline. Det er derfor afgørende for effektberegningen, om nedgang i det dyrkede areal sker før eller efter effekten af, at udfase de underoptimale normer er indregnet, og om effekten af at udfase underoptimale normer bliver kompenseret af andre virkemidler.

Ved Revurderingen af baseline i 2016 var der alene bestilt en effekt af at udfase de underoptimale gødningsnormer, men ikke en vurdering af hvordan merudvaskningen heraf skulle kompenseres. I beregningen af effekten af den tekniske justering er det her antaget, at merudvaskningen ved udfasning af de underoptimale gødningsnormer bliver kompenseret, og at den gennemsnitlige udvaskning fra det dyrkede areal derfor forbliver konstant, altså hverken øges eller reduceres. Det har i sig selv givet en mindre udvaskningseffekt af nedgangen i det dyrkede areal end i Revurdering af baseline. Effekt af mergødning ved at udfase underoptimale gødningsnormer er desuden også beregnet som en særskilt effekt i nærværende opdatering af baseline, heri er der anvendt en lidt mindre mergødning end i Revurdering af baseline.

Miljøstyrelsen har desuden bedt om en vurdering af, om der kan være elementer, der ikke har indgået i baseline; det kunne f.eks. være ændringer i afgrødesammensætning, ændrede mængder af genanvendt affald, samt ændret anvendelse af efterafgrøder, der giver grundlag til ændringer i baseline. Endvidere ønskes en vurdering af evt. andre elementer, som kan give grundlag for en ændret baseline. Hvis sådanne kan identificeres, ønskes disse kvantificeret. Disse er overordnet beskrevet i afsnit 2.5.

I nærværende opdatering af baseline gives indledende en oversigt over udvikling i landbrugets forbrug af gødning, udvikling i det dyrkede areal og afgrødefordeling, en beskrivelse af hvordan gødningsnormerne og mergødning ved ophør af underoptimale normer påvirkes af afgrødefordeling, og det dyrkede areal med økologisk drift (afsnit 2.1) samt udviklingen i husdyrhold og afledte effekter på udvaskning (2.2). Dette udgør den perspektivering, som Miljøstyrelsen efterlyste for udvikling i afgrødesammensætningen. Miljøstyrelsens ønske om en beskrivelse af effekten af ændret mængde af genanvendt affald er beskrevet i afsnit 3.5 om Bioforgasning.

Miljøstyrelsen har yderligere ønsket en evaluering af, hvordan en øget kvælstofnorm fordeler sig ift. kvælstofbalancens poster, herunder øgede kvælstofudbytter, importeret proteinfoder og øvrige tabsposter. Denne evaluering er beskrevet i afsnit om mark og bedriftsbalancer i afsnit 2.3.

Efter denne perspektivering af udviklingen i landbruget diskuteres tidshorizont i forhold til den forsinkelse, der må forventes at være fra et virkemiddel implementeres, til effekten kan måles i hhv. rodzone og vandløb, hvorefter forbehold og usikkerheder ved baselineopdateringen gennemgås.

Efter disse indledende afsnit følger beskrivelsen af de enkelte virkemidler, hvor effekten i hhv. 2018 og 2021 neddeles pr. hovedvandopland. Sidst i dette afsnit findes en samlet tabel over baselineeffekten fordelt på hovedvandopland (3.14), et kapitel om betydning af vejr og klima (kap. 4.) samt en samlet konklusion og perspektivering, hvor resultaterne fra nærværende opdatering sammenstilles med resultaterne fra tidligere estimat af baselineeffekt i Revurdering af baseline (kap. 5). Rapporten indeholder desuden fire bilag: bilag 1- Udvikling i høst og N-udbytter, bilag 2- Udvikling i kvælstofnormer, bilag 3- Effekten af vådområder nedlagt på projekter bilag 4 - Opgavebeskrivelse fra Miljøstyrelsen.

2 Baggrund, forudsætninger og forbehold for analysen

2.1 Udviklingen i landbrugets forbrug og norm for kvælstofgødning 2011-2018

Gitte Blicher-Mathiesen

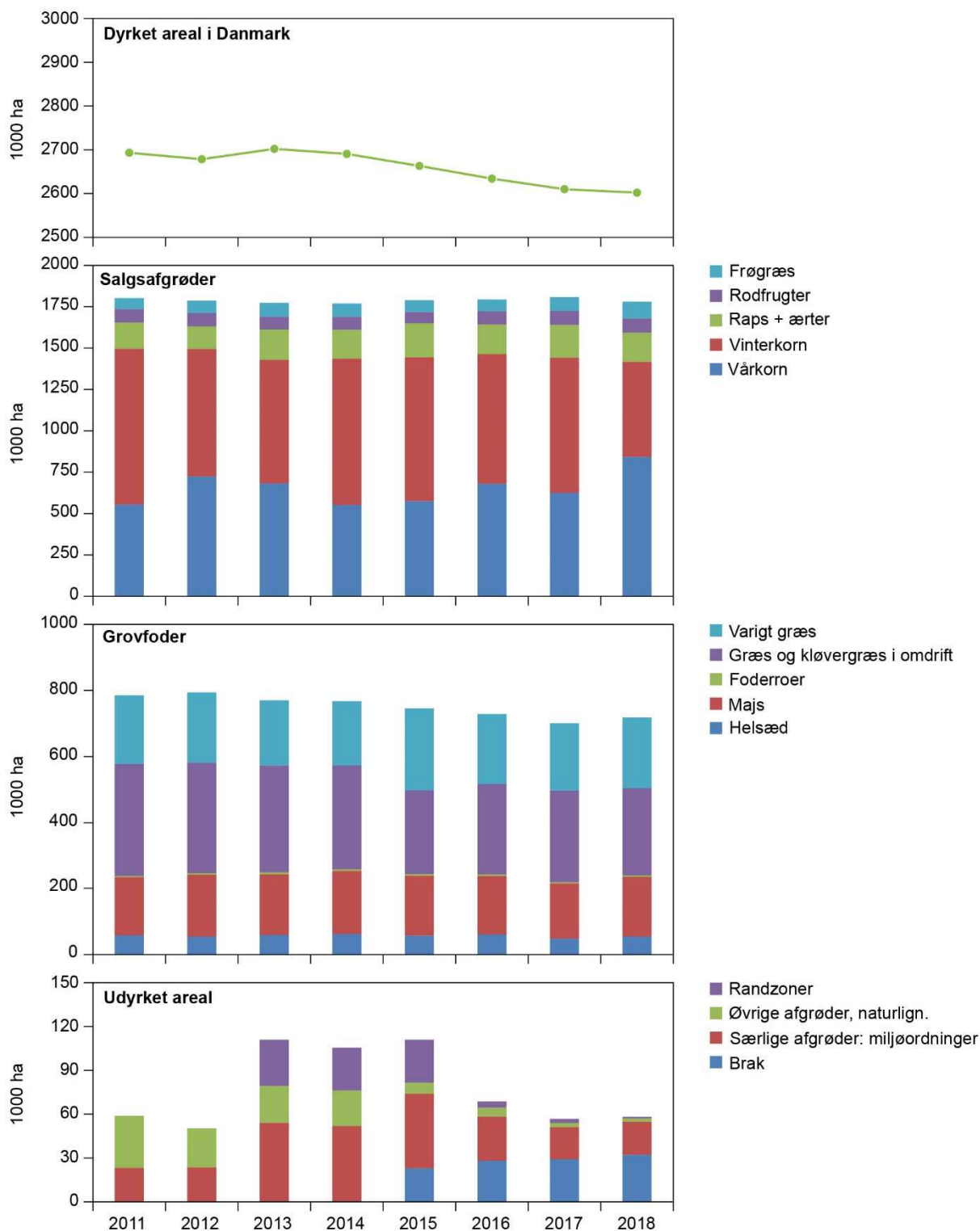
Det dyrkede areal

Det dyrkede areal er opgjort med udgangspunkt i landbrugets indberetning til Landbrugsstyrelsen i forbindelse med ansøgning om EU-landbrugsstøtte (enkelt- eller grundbetalingsordningen). Afgrøderne er i videst muligt omfang grupperet efter samme liste, som Danmarks Statistik anvender. For at kunne vurdere på udviklingen i det dyrkede areal er data vist for hvert af årene 2011-2018 i tabel 2.1.1. Året 2011 er medtaget, da afgrødefordelingen for dette år indgik i afsnit om teknisk justering og udvikling i gødningsforbrug i "Revurdering af baseline 2021" (Jensen et al., 2016).

Det indberettede areal i landbrugsmæssig drift er faldet fra 2.693.000 ha i 2011 til 2.602.000 ha i 2018 (tabel 2.1.1), en nedgang på ca. 91.000 ha. Nedgangen indeholder udtagning til byer, veje, natur, skovrejsning, m.m. Faldet varierer over årene, hvilket kan skyldes, at der er en reel forskel i udtagning til motorveje fra år til år. En udvikling i udtagning af landbrugsjord bør derfor ses som en trend over en længere årrække, som det er gjort i afsnit om teknisk justering. Her udgør den gennemsnitlige nedgang i det dyrkede areal 12.200 ha pr. år for perioden 2008-2018.

Tabel 2.1.1. Det dyrkede areal fordelt på afgrødegrupper for perioden 2011-2018 samt forskel mellem de to år (1.000 ha). Data er fra landmændenes indberetning til hektarstøtte/grundbetaling.

(1.000 ha)	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Forskel 2011-2018
Vårkorn	554	723	682	552	576	680	625	841	287
Vinterkorn	941	771	746	884	868	783	816	575	-366
Korn i alt	1.495	1.495	1.428	1.436	1.444	1.463	1.441	1416	-79
Bælgsæd til modenhed	8	7	7	8	12	16	21	32	24
Frø til udsæd	66	75	84	81	72	72	84	102	36
Industrifrø i alt	151	130	177	166	193	164	179	144	-7
Rodfrugter i alt	82	81	77	78	68	79	84	86	5
Majs	176	186	183	190	181	176	167	180	4
Helsæd og foderroer	61	59	65	67	61	65	52	59	-3
Lucerne	7	6	5	4	3	2	2	2	-5
Græs og køvergræs i omdrift	333	330	320	312	253	274	276	264	-69
Varig græs	207	212	198	195	248	212	204	214	7
Brak	0	0	0	0	23	28	29	32	32
Øvrige afgrøder	107	98	159	154	106	84	72	72	-35
I alt	2.693	2.679	2.702	2.691	2.663	2.634	2.610	2.602	-91



Figur 2.1.1. Udvikling i det dyrkede areal (øverst) og opdelt på salgsafgrøder, grovfoder og udyrkede arealer for perioden 2011-2018. Data er fra indberetning til hektarstøtte/grundbetaling.

Salgsafgrøder

Arealet med korn har været nogenlunde konstant i perioden 2011-2018, dog med en lille nedgang på 79.000 ha (figur 2.1.1 og tabel 2.1.1). Derimod har der været en betydelig variation mellem vårkorn og vinterkorn. Yderpunkterne er et ekstremt lille areal med vinterkorn på 575.000 ha i 2018 og det største areal

på 941.000 ha i 2011, en forskel på 366.000 ha. Netop arealforholdet mellem vårkorn og vinterkorn har stor betydning for gødningsforbruget, idét den økonomisk optimale norm er ca. 37 kg N/ha større til vinterkorn end til vårkorn. Hvor stort arealet med vintersæd udgør de enkelte år påvirkes af de dyrkningstekniske forhold som f.eks. sen høst, og om det er for vådt at køre på markerne til at landmændene kan så vinterkorn om efteråret. I år med dyrkningstekniske vanskeligheder vil et større areal tilsås med vårsæd.

Arealet med kartofler har været nogenlunde konstant over årene 2011-2018, mens arealet med frøgræs og bælgssæd er øget med henholdsvis 36.000 og 24.000 ha. Arealet med vinterraps var størst i 2015 på 193.000 ha, men udgjorde i 2018 næsten samme areal som i 2011.

Græs og grøntfoder

Arealet med grovfoder er blevet noget mindre i perioden. Arealet med majs og helsæd har været nogenlunde konstant, mens arealet med græs i omdrift er blevet 69.000 ha mindre. Det er sandsynligt, at en del af brakarealet, der er kommet til i 2015, tidligere har været græs i omdrift.

Forbrug af kvælstofgødning og kvælstofnorm

Den samlede mængde kvælstof i handelsgødning, husdyrgødning og anden organisk gødning udgjorde i 2011 433.000 ton N, mens det i 2018 udgjorde 454.000 ton N (tabel 2.1.2). Det samlede forbrug af kvælstof i gødning er således øget med 21.000 ton N i denne 7-års periode.

Kvælstofmængden i husdyrgødningen var omtrent det samme i 2011 og 2018, men var knap 12.000 tons N mindre i 2014 end i disse to år. Det ses af tabel 2.1.2, at forbruget af kvælstof med handelsgødninger steg efter 2015 som følge af Fødevarer- og landbrugspakken (FLP)'s aftale om at udfase de underoptimale gødningsnormer. Herved øgedes forbrug af kvælstof i handelsgødning fra 210.000 tons N i 2015 til 242.000, 237.000 og 224.000 ton N i henholdsvis 2016, 2017 og 2018. I 2016 blev det tilladt at anvende 2/3 af forskellen mellem den reducerede og den økonomisk optimale gødningsnorm. Og fra og med 2017 blev det tilladt at anvende den fulde økonomisk optimale gødningsnorm.

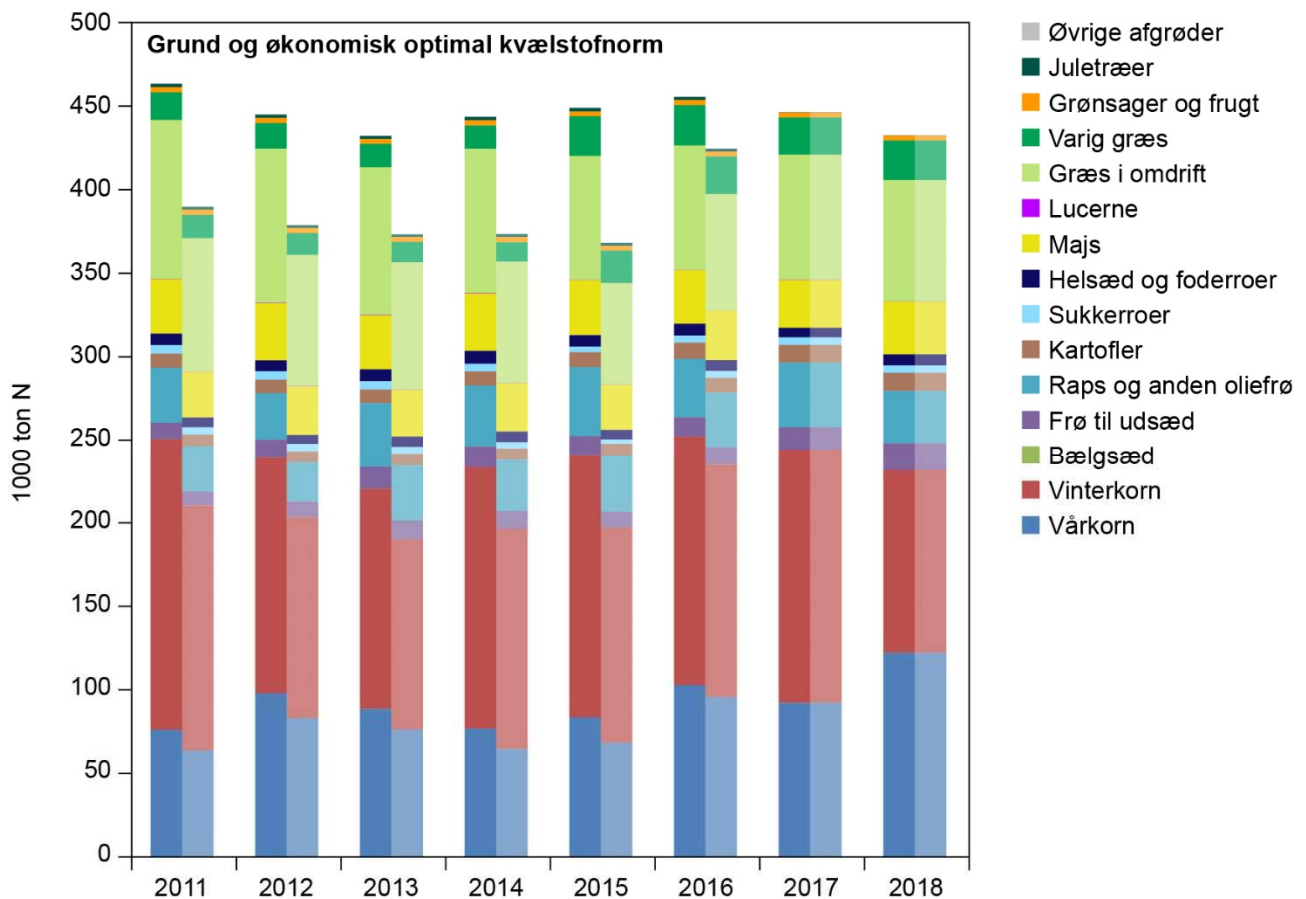
Landets samlede kvælstofnorm afhænger af de enkelte afgrøders normer samt af afgrødernes fordeling på jordtyper, og om afgrøderne er vandet. Selve fastsættelse af afgrødernes gødningsnormer følger en fastlagt procedure beskrevet i "Procedure for indstilling af kvælstof- og udbyttensnorm" (Drejebog, 2018). I perioden 2012-2015 med underoptimale normer blev afgrødernes gødningsnormer for kvælstof fastlagt, så den samlede kvælstofnorm ikke kunne overstige gødningsnormen for 2003/2004. Dog blev normerne reguleret for effekten af afgrødeforskydninger. Det vil sige, at hvis afgrødefordelingen går i retning af mere kvælstofkrævende afgrøder, f.eks. mere vinterkorn og græs, vil landets samlede kvælstofnorm stige, og den vil falde, hvis afgrødefordelingen går i retning af mindre kvælstofkrævende afgrøder, som f.eks. vårkorn og frøgræs. Desuden blev der givet en ekstragødningsnorm til vinterhvede til brød, så denne afgrøde fik en økonomisk optimal kvælstofforsyning, selvom de øvrige afgrøder havde underoptimale normer.

Tabel 2.1.2. Forbrug af kvælstofgødning og kvælstof i gødningsnorm for det dyrkede areal i perioden 2011-2018 (1.000 ton N). Forbrug af gødning er fra landmændenes indberetning af gødningsregnskaber. Kvælstofnormen er beregnet ud fra de enkelte års gødningsvejledning og afgrøder indberettet til hektarstøtte/grundbetaling.

(1.000 ton N)	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Forbrug af kvælstofgødning	----- (1.000 ton N) -----							
Handelsgødning GR	203,9	198,2	199,1	203,4	210,0	241,9	237,1	223,5
Husdyrgødning GR	223,3	220,4	215,4	211,9	216,4	219,3	217,7	223,5
Anden organisk gødning GR	6,0	6,8	7,0	6,8	7,2	7,8	8,0	7,1
Total forbrug af kvælstofgødning	433,2	425,4	421,5	422,1	433,6	469	462,8	454,1
Udnyttet husdyr og anden org. gødning GR	152,3	150,4	147,1	146,0	148,9	150,1	148,9	152,5
Ikke udnyttet husdyr- og org. gødning	75,8	75,7	74,1	73,0	74,8	77,3	76,8	78,3
Teoretisk beregnet kvælstofnorm uden udlæg og forfrugt ¹								
Aktuel grundnorm, reduceret i 2012-2016	390,5	379,6	374,1	374,6	369,2	425,9	447,2	433,5
Økonomisk optimal norm	464,0	446,0	433,5	444,8	450,2	456,7	447,2	433,5
Reduktionspct. ²	15,9	14,9	13,7	15,8	18,0	6,8	0	0
Mergødning, Øk. opt. minus grundnorm	73,5	66,4	59,5	70,2	80,9	30,9	0	0
Økologers ikke forbrugt mer-gødning	4,8	4,5	3,9	4,3	5,1			
Mer-gødning konventionelle bedrifter	68,7	61,7	55,4	65,7	75,6			
Økonomisk optimale norm								
----- (1.000 ton N) -----								
Vårkorn	76,0	97,9	88,6	76,8	83,5	102,7	92,2	122,2
Vinterkorn	174,6	141,2	131,8	156,6	157,4	149,4	152,0	109,5
Vinterraps	33,0	27,9	38,6	36,5	41,5	35,2	38,7	31,3
I alt korn og vinterraps	283,5	267,0	259,0	269,9	282,4	287,4	282,9	263,1
Græs i omdrift	95,0	92,3	88,2	86,4	74,3	74,6	75,0	72,6
Underoptimale norm								
Vårkorn	63,8	83,2	76,4	64,6	68,3	95,7	92,2	122,2
Vinterkorn	146,6	120,0	113,6	131,7	128,9	139,3	152,0	109,5
Vinterraps	27,7	23,7	33,3	30,7	34,0	32,8	38,7	31,3
I alt korn og vinterraps	238,1	226,9	223,2	227,0	231,3	267,9	282,9	263,1
Græs i omdrift	79,8	78,5	76,1	72,7	60,9	69,5	75,0	72,6
Forskel under og øk. opt. norm								
Vårkorn	12,2	14,7	12,2	12,2	15,1	7,0	0,0	0,0
Vinterkorn	27,9	21,2	18,2	24,9	28,5	10,1	0,0	0,0
Raps	5,2	4,1	5,3	5,8	7,5	2,4	0,0	0,0
I alt korn og vinterraps	45,4	40,0	35,7	42,9	51,1	19,5	0,0	0,0
Græs i omdrift	15,2	13,8	12,2	13,7	13,5	5,1	0,0	0,0
Kvælstofprognosen	7	9	4	0	10	11	-7	9

1 Kvælstofnormen udgør den aktuelle norm for hver afgrøde også for det økologiske areal og er ganget på afgrødefordeling, jordtyper og arealer med og uden vanding. Der er ikke korrigeret for N-prognose og eftervirkning af efterafgrøder. Beregningen er gennemført af AU Bioscience.

2. Reduktionsprocenten er forskel mellem den økonomisk optimal norm og den reducerede grundnorm til hver afgrøde.



Figur 2.1.2. Økonomisk optimal norm (søjle 1) og grundnorm (søjle 2) for det dyrkede areal (1.000 ton N) for årene 2011-2018. For perioden før Fødevarer- og landbrugspakken udgør grundnormen den reducerede gødningsnorm. Data for gødningsnormer er beregnet af AU, Bioscience.

Siden Grøn Vækst-aftalen i 2012 blev den samlede kvælstofnorm desuden mindre for hvert år, idét der blev trukket kvælstof ud, der svarer til nedgang i det dyrkede areal – se afsnit om Teknisk justering.

Teoretisk beregning af kvælstofnorm

AU, Institut for Bioscience har til denne opdatering af baseline beregnet den økonomiske optimale gødningsnorm og den under-optimale norm for perioden 2011-2018. Beregningen tager udgangspunkt i den aktuelle afgrødefordeling for alle afgrøder indmeldt og med støtte til enkeltbetaling eller grundbetalingen og de aktuelle gødningsnormer for de enkelte år udgivet af NaturErhvervsstyrelsen og Landbrugsstyrelsen i Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. I beregningen er der taget hensyn til fordeling af jordtyper, og om afgrøderne kan vandes. Der er i beregningen ikke indregnet forfrugtsværdi og tillæg for udlæg af græsafgrøder.

Den samlede økonomisk optimale kvælstofnorm for det dyrkede areal varierer imellem årene. Der var en høj økonomisk optimal kvælstofnorm i 2011 på 464.000 ton N, et år med et stort areal med vinterkorn (figur 2.1.2). Og der var en relativ lav norm på 434.000 ton N for de to år 2013 og 2018, begge år med et forholdsvis lavt areal med vinterkorn (tabel 2.1.2). Forskel mellem grundnormen og den økonomisk optimale norm for alle bedrifter varierede mellem 59.500 og 80.900 ton N i perioden 2011-2015 før udfasningen af de reducerede normer. Den laveste værdi var i året 2013, hvor arealet med vinterkorn var lavt, og den største forskel ses i 2015, hvor arealet med vinterkorn var relativt stort. Det er altså ikke ubetydeligt, hvilken afgrødefordeling, der lægges til

grund for at bestemme det øgede forbrug af gødning, der forventes ved at udfase de underoptimale gødningsnormer.

Vurdering af antagelse om udvikling i kvælstofnorm

I Revurdering af baseline blev det antaget, at den økonomiske optimale norm steg 1 kg N/ha/år. Det er bl.a. denne antagelse, der specifikt ønskes genvurderet i nærværende opdatering jf. MFVM's bestilling bilag 4 i nærværende rapport. Det økonomisk optimale kvælstofniveau har stor betydning for det økonomiske resultat for de dyrkede afgrøder. Beregning af den enkelte afgrødes behov for kvælstof bygger på en lang række forsøg med stigende kvælstofmængder, som gennemføres i Landsforsøgene. Den økonomiske værdi af kornet afhænger af forholdet mellem pris på korn og soyaskrå. Grunden til at pris på soyaskrå indgår, skyldes at korn og andre foderafgrøders proteinindhold påvirker dens værdi som foder. Jo mindre protein, der avles som foder til husdyr, jo mere protein skal landmanden købe til dyrene. I foderbyg giver en højere proteinprocent en højere værdi af kornet. Derfor stiger den økonomisk optimale kvælstofmængde i vårbyg og vinterhvede henholdsvis 18 og 25 kg N/ha, hvis prisen for protein indgår i beregningen, fremfor hvis det kun er prisen på korn (Oversigt over Landsforsøgene, 2016). Fra 2015/16 vægtede pris på protein henholdsvis 50 og 75 % af gødningsnormen for kvælstof til korn. Det betød implicit, at den økonomiske optimale kvælstofnorm til korn steg imellem de to år 2015 og 2016.

Den årlige ændring i den økonomisk optimale norm for perioden 2012-2017 er beregnet ved at anvende en fast afgrødefordeling ved at tage udgangspunkt i det aktuelle dyrkede areal i 2012 og 2017. Herved ganges den økonomisk optimale kvælstofnorm for både 2012 og 2017 med hver afgrødes areal i 2012. Ændring i den økonomisk optimale norm udgør da 18.900 ton N for de 6 år i perioden 2012-2017 ved en fastholdt afgrødefordeling og fastholdt dyrket areal for 2012 (tabel 2.1.3). Det giver en årlig stigning i den økonomisk optimale kvælstofnorm på 1,2 kg N/ha. Anvendes afgrødefordelingen for 2017 og med samme princip, at de økonomiske optimale normer for både 2012 og 2017 ganges med hver afgrødes areal i 2017, stiger den økonomisk optimale norm lidt mere til i alt 19.500 ton N, men giver stadig ca. 1,2 kg N/ha. Disse tal for udviklingen i den økonomisk optimale norm anvendes i afsnittet om trend i udbytter og økonomisk optimal norm. Stigningen er større end antaget i Jensen et al., 2016, som hovedsagligt skyldes, at beregningsmetoden til bestemmelse af den økonomisk optimale er ændret i perioden, hvor korrektion for proteinindhold i korn er indarbejdet i den økonomisk optimale N norm.

Tabel 2.1.3. Ændring i økonomisk optimal norm for det dyrkede areal i perioden 2012-2017. Data beregnet af AU, Bioscience.

	Med dyrket areal 2012
Ændring i øk.opt norm 2012 og 2017 ganget med areal i 2012 (1.000 ton N)	18,9
Ændring i øk.opt norm 2012 og 2017 ganget med areal i 2012 (1.000 ton N/år)	3,2
Ændring i kg N/ha/år for dyrket areal i 2012	1,18
Ændring i kg N/ha/år for dyrket areal i 2017	1,22
	Med dyrket areal 2017
Ændring i øk.opt norm 2012 og 2017 ganget med areal i 2017 (1.000 ton N)	19,5
Ændring i øk.opt norm 2012 og 2017 ganget med areal i 2017 (1.000 ton N/år)	3,3
Ændring i kg N/ha/år for dyrket areal i 2012	1,26
Ændring i kg N/ha/år for dyrket areal i 2017	1,21

Opgørelse af ikke forbrugt kvælstofnorm ud fra data fra gødningsregnskaberne

I dette afsnit gennemgås, i hvilket omfang landmændene anvender et kvælstofforbrug, der svarer til kvælstofnormen, og om der er en udvikling i den ikke forbrugte kvælstofnorm i perioden 2014-2018. Data er fra landmændenes indberetning af gødningsregnskaber.

De økonomisk optimale gødningsnormer for korn, raps og foderafgrøder stiger, hvis udbyttet stiger (se afsnit 3.11 om udvikling i udbytter og kvælstofnorm) og er desuden, som nævnt oven for, påvirket af pris på gødning, korn og protein. Men der er også en række andre elementer, som påvirker landmandens kvælstofnorm og forbruget af kvælstofgødning.

Kvælstofprognosen er en årlig korrektion af kvælstofkvoten, som landmændene skal indregne i deres gødningsregnskaber. Kvælstofprognosen opgøres hvert forår, og den baseres på den mængde af mineralsk kvælstof, der er tilbage i jorden efter vinteren. Har det været en forholdsvis våd vinter, vil der typisk være meget lidt kvælstof tilbage, og landbruget får lov til at bruge mere kvælstof (positiv kvælstofprognose). Har det været en forholdsvis tør vinter, vil der til gengæld være mere kvælstof tilbage end normalt, og landbruget har pligt jf. gødsningsloven til at bruge mindre kvælstof (negativ kvælstofprognose). I årene 2011-2018 har prognosen varieret fra 7.000 ton N som anbefalet mindre årlig til-delning af kvælstofgødning til en mergødning på 11.000 ton N (tabel 2.1.4).

Før 2017 kunne landmænd øge deres kvælstofnorm, hvis de havde flere efterafgrøder end lovkravet. Samlet udløste flere efterafgrøder end lovkravet 4.500, 8.100 og 6.600 tons N ekstra kvælstofnorm i årene 2014, 2015 og 2016 (tabel 2.1.4). Fra 2017 bortfaldt denne mulighed.

Endvidere skal landbruget indregne en eftervirkning af de lovpligtige efterafgrøder, der udgør 17 og 25 kg N/ha på bedrifter, der anvender henholdsvis under og over 80 kg N i organisk gødning. Eftervirkning af efterafgrøderne udgør et fradrag i kvælstofkvoten på mellem ca. 7.000 og 13.500 ton N i årene

Tabel 2.1.4. Kvælstofnorm indmeldt til gødningsregnskaberne, N-prognose, eftervirkning af efterafgrøder, øget og mindre kvælstofnorm pga. flere eller for få efterafgrøder end lovkravet og kvælstofnorm efter disse førnævnte korrektioner (1.000 ton N) for perioden 2014-2018 og ændring for 2017-2015 og 2018-2015.

	2014	2015	2016	2017	2018	Ændring 2015-2017	Ændring 2015-2018
Kvælstofnorm indmeldt i GR	368	376	414	415	412	39	36
N-prognose	0	10	11	-7	9	-17	-1
Kvælstofnorm korr. for N-prognose	368	366	403	422	403	56	37
Øget norm pga. flere efterafgrøder	4,5	8,1	6,6	0	0	-8,1	-8,1
Kvælstofnorm korr. for N-prognose og øget norm pga. efterafgrøder	364	358	396	422	403	64	45
Eftervirkning af efterafgrøder	7	13,5	7,2	8,8	7,2	-4,7	-6,3
Kvælstofnorm korr. For N-prognose, øget norm pga efterafgrøde og eftervirkning af efterafgrøder	371	372	403	431	411	59	39
Træk i kvælstofnorm pga for få efterafgrøder	2,8	1,2	0,8	1,4	1,9	0,3	0,8
Kvælstofnorm korr. For N-prognosen, øget norm pga flere efterafgrøder, eftervirkning af efterafgrøder og træk i kvælstofnorm pga. for få efterafgrøder	373	373	404	433	413	60	40

2014-2018 (tabel 2.1.4). Hvis landmændene har færre efterafgrøder end lovkravet, bliver deres kvælstofnorm mindre. I perioden 2014-2018 blev der her ved trukket mellem 800 og 2.800 ton N (tabel 2.1.4).

I tabel 2.1.4 (linje 1) ses endvidere, hvor meget den oprindelige kvælstofnorm har været før korrektion for elementerne N-prognosen (linje 2), den udløste øgede kvælstofnorm ved flere efterafgrøder (linje 4), korrektion for eftervirkning af efterafgrøder (linje 6) og træk i kvælstofnormen ved for få efterafgrøder end lovkravet (linje 8). Kvælstofnormen før disse korrektioner er øget med 60.000 ton N, fra 373.000 ton N i 2015 til 404.000 ton N i 2017 og øget med 40.000 ton N fra 2015 til 2018.

Tabel 2.1.5. Kvælstofnorm og kvælstofforbrug opgjort som forbrug af handelsgødning og udnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning samt ikke forbrugt kvælstofnorm og merforbrugt gødning indmeldt til gødningsregnskaberne i 2014-2018 (1.000 ton N).

	2014	2015	2016	2017	2018
Kvælstofnorm indmeldt i GR	368	376	414	415	412
Kvælstofforbrug (handelsg. + udnyttet husdyrgødning og anden org. gødning)	350	359	393	387	373
Ikke-forbrugt kvælstofnorm	21	24	27	27	34
Mer-forbrugt gødning ift. norm	1	7	5	2	3

Af ovenstående fremgår, at det aktuelle totale forbrug af handelsgødning er steget fra 210.000 ton N i 2015, det sidste år med underoptimale gødningsnormer, til 223.500 ton N i 2018, hvor der gødes økonomisk optimalt, en forskel på 13.500 ton N. I "Revurdering af baseline" blev udfasning af de underoptimale gødningsnormer vurderet til et øget forbrug af gødning på 69.000 ton N baseret på afgrødefordelingen og det dyrkede areal i 2011 (Jensen et al., 2016). Det lave gødningsforbrug i 2018 skyldes ændringer i de forskellige korrektioner for N-prognose, øget eller mindre kvælstofnorm pga. flere eller for få efterafgrøder samt efterafgrødernes eftervirkning og desuden et mindre tilførsel pga. tørkebettinget lave udbytter. Desuden påvirker ændringer i afgrødesammensætning, nedgang i det dyrkede areal og øget økologi den aktuelle kvælstofnorm det enkelte år.

I næste afsnit analyseres, om landmændenes gødningsforbrug reelt udgør en mindre andel af kvælstofnormen efter udfasning af de underoptimale normer fra 2015.

Af tabel 2.1.5 fremgår, at den ikke-forbrugte kvælstofnorm for det dyrkede areal udgør 21.000 ton N i 2014, 24.000 ton N i 2015 og stiger til 27.000 og 34.000 ton N i henholdsvis 2017 og 2018.

Reelt er det forventet, at der anvendes en mindre andel af kvælstofnormen i 2016-2018 end i 2015, idet planteavlere, der ikke får en ekstra pris for kornets proteinindhold, men alene afregnes for selve kornet, som før nævnt har en økonomisk optimal gødningsnorm, der ligger ca. 20 kg N/ha mindre end det, de aktuelle proteinkorrigerede gødningsnormer giver ret til. Planteavlere uden afregning for protein vil have et økonomisk incitament til at gøde ca. 20 kg N/ha under den proteinkorrigerede økonomisk optimale gødningsnorm.

Tabel 2.1.6. Kvælstofnorm, forbrug af gødning (handelsgødning og udnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning) og ikke forbrugt kvælstof-norm for konventionelle og økologiske bedrifter i indmeldte data til gødningsregnskaberne for årene 2012-2018.

	År	Kvælstofnorm	Forbrug af kvælstof (1.000 ton N)	Ikke forbrugt kvælstofnorm
Konventionelle bedrifter	2012	353	335	18
	2013	348	334	13
	2014	346	338	11
	2015	354	348	13
	2016	398	380	24
	2017	391	368	22
	2018	391	359	31
Økologiske bedrifter	2012	24	12	12
	2013	23	12	11
	2014	22	11	10
	2015	22	11	11
	2016	16	12	3,4
	2017	23	18	4,1
	2018	20	17	3,2
Forskel 2015-2017				
Konventionelle bedrifter		38	20	9,5
Økologiske bedrifter		0,6	7,1	-6,7
Forskel 2015-2018				
Konventionelle bedrifter		38	11	18
Økologiske bedrifter		-1,9	5,6	-7,6

I de viste summer for kvælstofnorm og ikke-forbrugt norm indgår desuden en væsentlig ændring for de økologiske brug. Tilsagn om Økologisk Areal-tilskud (ØA) kræver, at bedriften er autoriseret økologisk eller har ansøgt om at blive det senest ved tilsagnsperiodens begyndelse. Fra 2015 var det et krav, at en økologisk bedrift maksimalt må anvende 100 kg udnyttet N/ha i gennemsnit for alle bedriftens harmoniarealer og eventuelle ikke-økologiske arealer for at få arealtilskud. Desuden gives et tillæg for reduceret kvælstoftilførsel på 500 kr. pr. ha pr. år, såfremt der maksimalt er 60 kg udnyttet N pr. ha i gennemsnit på alle bedriftens harmoniarealer inklusiv også evt. ikke-økologiske arealer (Landbrugsstyrelsen, 2017). De ændrede regler skal desuden ses i lyset af, at nogle økologiske brug konverterede ikke-forbrugt kvælstofnorm til at have færre efterafgrøder end lovkravet.

Med de nye regler for støtte har økologer ikke samme incitament som tidligere til at anvende kvælstofnorm som alternativ til at etablere efterafgrøder. Samlet betyder disse ændringer, at den ikke forbrugte kvælstofnorm for de økologiske bedrifter blev 6.700-7.600 tons N mindre for de to år 2017 og 2018 ift. 2015. For konventionelle bedrifter steg den ikke forbrugte kvælstofnorm med 9.500 og 18.000 tons N fra 2015 og til de to år henholdsvis 2017 og 2018 (tabel 2.1.8). Reelt er den fastsatte kvælstofnorm til de økologiske brug i gødningsregnskaberne blevet 50 kg N/ha mindre, hvilket samlet giver en mindre kvælstofnorm til de økologiske bedrifter på 12.100 ton N (245.000 ha ganget med 50 kg N/ha (tabel 2.1.7).

Tabel 2.1.7. Udvikling i kvælstofnorm, kvælstofforbrug og ikke forbrugt kvælstofnorm for økologiske brug i perioden 2012-2018 baseret på registreringer i gødningsregnskaberne.

	Areal (1.000 ha)	Kvælstofnorm (1000 t N)	Forbrug (1000 t N)	Ikke forbrugt norm (1000 t N)	Kvælstofnorm (kg N/ha)	N-forbrug (kg N/ha)
2012	183	24,0	12,3	11,7	131	67
2013	176	23,1	11,9	11,2	131	68
2014	165	21,5	11,3	10,1	130	68
2015	168	22,1	11,1	10,8	132	66
2016	179	15,6	12,0	3,4	87	67
2017	248	22,7	18,2	4,1	92	73
2018	245	20,2	16,6	3,2	82	68
Forskel 2018-2015					50	
Mindre kvælstofnorm ¹		12,1				

1 Kvælstofnormen er 50 kg N/ha mindre for 245.000 ha.

En opgørelse af underforbrug af kvælstofgødning i forhold til forskellige brugstypers gødningsnorm er vist i figur 2.1.3 for årene 2014-2017. Samlet anvendes 93-94 pct. af N-kvoten både før og efter det tilladte merforbrug af gødning vedtaget med Fødevarer- og landbrugspakken. Inden for de forskellige brugstyper er der dog forskel på, hvor meget af N-kvoten bedrifterne anvender.

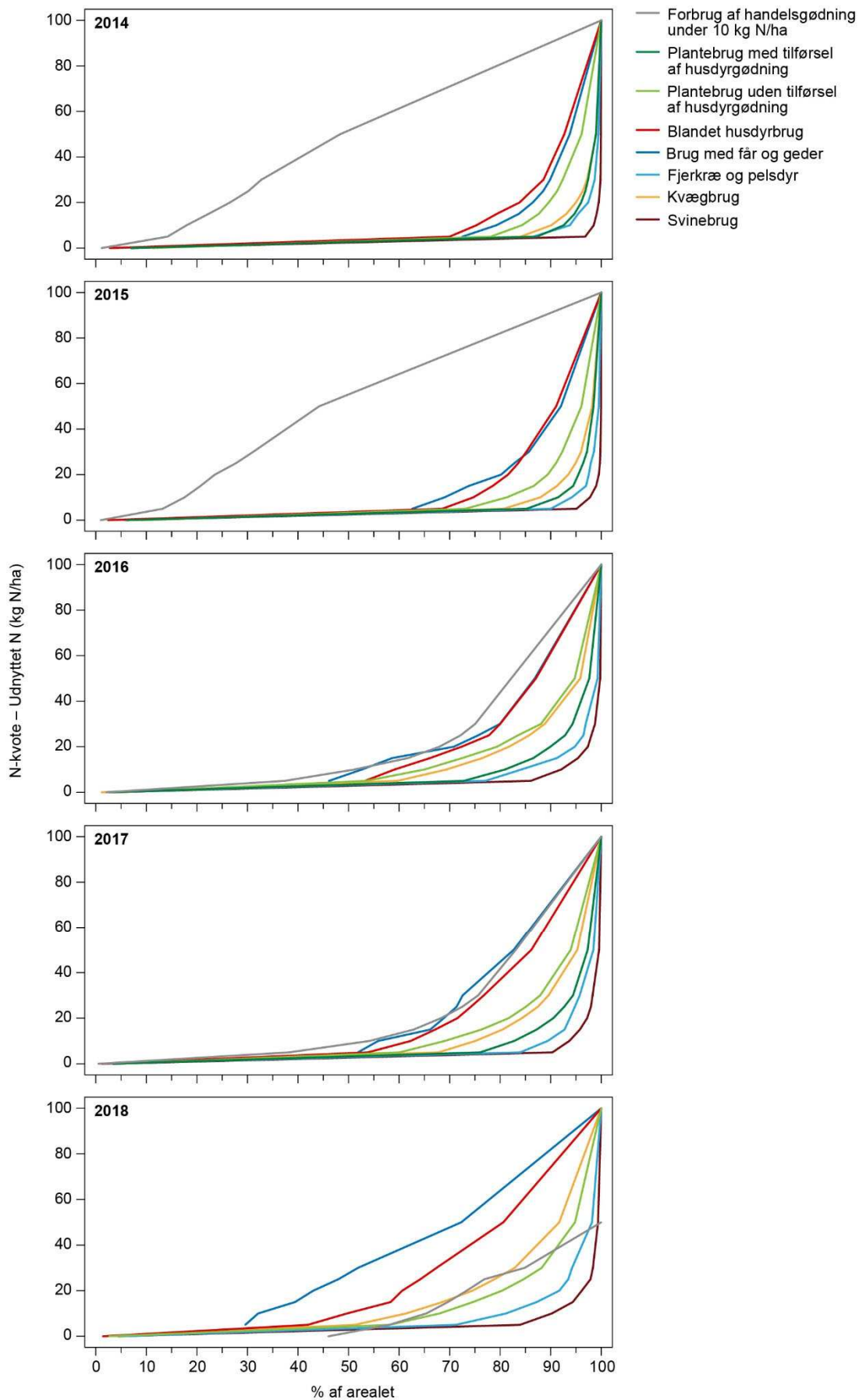
På under 5 % af arealet på svinebrug anvendes 10 kg N ha⁻¹ mindre end bedrifternes kvote i 2014 og 2015 og stiger til ca. 10 % af arealet for denne brugstype i 2016 og 2017. Samlet anvender langt de fleste svinebrug deres gødningsnorm.

Plantebrug, der ikke anvender husdyrgødning, og kvægbrug anvender mindre af deres gødningsnorm efter at normen er øget i 2016 og 2017. I disse to år anvendes 10 kg N ha⁻¹ mindre end bedrifternes kvote på ca. 20 pct. af deres areal.

Når en bedrift tilfører mindre gødning, end normen tillader, kan man også sige, at bedriften har "luft" i gødningsregnskabet. Det er naturligt, at der bruges mindre gødning end normen tillader på plantebrug, da den tilladte norm som før nævnt i dag er justeret for prisen på protein. Mange plantebrug sælger deres korn uden at få afregning for proteinværdien. Derfor må disse plantebrug reelt bruge mere gødning, end de økonomisk har behov for. Det er op til den enkelte landmand at justere gødningsforbruget ift. bedriftens aktuelle økonomisk optimale gødningsbehov. Af figur 2.1.3 ses desuden, at bedrifter, der anvender mindre end 10 kg N/ha, og som indeholder de økologiske bedrifter, har meget luft mellem deres forbrug og deres gødningsnorm i årene 2014 og 2015, og at denne forskel bliver meget mindre i 2016 og 2017, hvilket er i overensstemmelse med opgørelsen i tabel 2.1.6.

Nyt udgangspunkt for mergødning ved udfasning af underoptimale normer

I Revurdering af baseline blev det med udgangspunkt i året 2011 beregnet en mergødning for alle bedrifter på 73.500 ton N ved en udfasning af underoptimale gødningsnormer, tallet fremgår af tabel 2.1.2. Af ovenstående gennemgang fremgår, at mergødningen er påvirket af afgrødefordelingen, det dyrkede areal og af, at de økonomisk optimale gødningsnormer stiger hvert år. Derfor udgør forskellen mellem under- og økonomisk optimal gødningsnorm for alle bedrifter 73.500 t N i 2011, 66.400 t N i 2012 og stiger til 80.900 ton N i 2015 (tabel 2.1.2).



Figur 2.1.3 Fordeling af det dyrkede areal for forskellige bedriftstyper efter over- og underforbrug af N-gødning i forhold til bedriftenes N-kvote indmeldt til gødningsregnskaberne i 2014-2017. N-forbruget er opgjort som handelsgødnings-N plus kravet til udnyttelse af N i husdyrgødning. Data er fra gødningsregnskaberne.

Denne stigning i den økonomiske optimale norm bidrager til en øget mergødning mellem under- og økonomisk optimal norm og bidrager derfor også til at forklare, at forskellen mellem under- og økonomiske optimal norm stiger til 80.900 ton N i 2015. Effekt på udvaskning af den årlige stigning i den økonomiske optimale norm beregnes i nærværende opdatering af baseline sammen med effekt af en øget kvælstofoptagelse i udbytter. Den øgede økonomiske optimale norm på de ca. 18.000 ton N for perioden 2012-2018 skal derfor ikke medregnes to gange og indgår derfor ikke i effekten af den beregnede mergødningen ved at udfase de underoptimale normer i nærværende opdatering af baseline.

I nærværende opdatering af baseline har vi valgt at tage udgangspunkt i den beregnede mergødning for alle bedrifter i de to år 2011 og 2012 på henholdsvis 73.400 og 66.000 ton N (tabel 2.1.2). Argumentet for denne ændring er, som før nævnt, at arealet med vinterkorn og vinterraps påvirker mergødningen. Forskel mellem under- og optimal gødningsnorm for korn og vinterraps udgør 45.400 ton N i 2011 og 40.000 ton N i 2012, en forskel på 5.400 ton N for de to år 2011 og 2012. For græs i omdrift udgør de tilsvarende tal 15.200 og 13.800 ton N, en forskel på 1.400 ton N. Ændringer i gødningsnormer til græs giver altså en mindre mergødning i 2012 end i 2011. Arealet med korn og græs i omdrift er stort set ens i 2011 og 2012 (tabel 2.1.1).

Tabel 2.1.8. Beregningsgrundlag for forventede mer-gødning anvendt af konventionelle bedrifter ved udfasning af underoptimale gødningsnormer (1.000 ton N).

(1.000 ton N)	2011	2012
Aktuel reduceret grundnorm	390,5	379,6
Økonomisk optimal norm	464,0	446,0
Reduktionspct. ²	15,9	14,9
Mergødning, Øk. opt. minus grundnorm	73,5	66,4
Økologers ikke forbrugt mer-gødning	4,8	4,5
Mer-gødning konventionelle bedrifter	68,7	61,7
Konventionelle bedrifter		
Øget ikke-anvendt norm fra 2015-2017 (tabel 2.2.8)	9,5	9,5
Forventet anvendt mer-gødning	59,2	52,2

Udfasning af de underoptimale gødningsnormer vil give et merforbrug af gødning, der er større, hvis der tages udgangspunkt i 2011 fremfor i 2012.

Derfor har vi valgt at angive et interval for beregningen af mergødning mellem de to år 2011 og 2012. Det giver et mere realistisk interval for arealforhold mellem vår og vinterkorn/vinterraps frem for kun året 2011, hvor arealet med vinterkorn var udsædvanlig stort.

Tages højde for, at økologiske bedrifter ikke anvender en øget norm ved ophør af under optimale normer, bliver mergødningen for konventionelle bedrifter 68.700 ton N i 2011 og 61.700 ton N i 2012 (tabel 2.1.8).

Tabel 2.1.9. Grundnorm og kvælstof kerneudbytte og forskel mellem disse (kg N/ha) for vårbyg og vinterhvede i perioden 2011-2018

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Middel 2011-2018
Vårbyg	----- kg N/ha -----								
Kvælstof grundnorm	118	117	114	119	121	145	151	148	129
Kvælstofudbytte i kerne	76	74	79	79	83	85	86	73	79
Kvælstofnorm minus kerneudbytte	42	43	35	40	37	60	66	76	50
Vinterhvede									
Kvælstof grundnorm	161	162	159	153	153	183	189	197	170
Kvælstofudbytte i kerne	95	107	110	106	106	115	124	109	109
Kvælstofnorm minus kerneudbytte	66	55	48	48	48	68	65	88	61

Tages desuden højde for, at de konventionelle bedrifter ikke anvender hele gødningsnormen, vil mergødningen som følge af at udfase de underoptimale gødningsnormer blive 9.500 tons N mindre (tabel 2.1.8). Mergødning udgør da 59.200 ton i 2011 og 52.200 ton N i 2012, når de 9.500 ton N trækkes fra de oven for nævnte henholdsvis 68.700 og 61.700 ton N.

Det er her valgt at anvende den beregnede ændring i ikke forbrugt gødning på konventionelle bedrifter på 9.500 ton N for 2017 (tabel 2.1.6). Den højere ændring i ikke forbrug gødning på konventionelle bedrifter for 2015-2018 på 18.000 ton N er primært påvirket af sommerens tørke, hvor landmændene formentligt ikke udbragte den planlagte kvælstofgødning til vinterhvede og græs (L. Knudsen, SEGES, pers. meddelelse).

Den højere kvælstofnorm til vinterkorn end til vårkorn og dermed øget forbrug af kvælstofgødning betyder ikke nødvendigvis stor forskel i udvaskning af kvælstof. Af tabel 2.1.9 ses, at gødningsnormen til vinterhvede er ca. 40 kg N/ha højere end til vårbyg. Af den øgede norm høstes der 30 kg N/ha mere i kerneudbyttet fra vinterhvede end fra vårbyg. Høstudbytte i de enkelte år er fra Danmarks Statistik, og kvælstofindhold i kerne de enkelte år er fra Landsudvalg for Svin (SEGES, 2011-2018). Da halmudbyttet generelt også vil være lidt større for vinterhvede end fra vårbyg, forventes udvaskningen fra de to kornsorter at være nogenlunde på samme niveau ved optimal forsyning med kvælstofgødning og andre forhold lige. Dette støttes af upublicerede målinger af udvaskning i GUDP-projektet VIRKN. Her var udvaskningen fra normalt sået vinterkorn som gennemsnit for årene 2015/16 til 2017/18 målt til 39 kg N/ha ved Foulum og Flakkebjerg. For vårbyg med ukrudt og spildkorn var udvaskningen 43 og 39 kg N/ha for hhv. Foulum og Flakkebjerg (pers. meddelelse. E.M. Hansen).

2.2 Udvikling i husdyrholdet 2012-2018 og afledte effekter på udvaskningen

Troels Kristensen, Peter Sørensen & Jørgen E. Olesen

Ved Revurderingen af baseline (Jensen et al., 2016) blev det konkluderet, at den estimerede udvikling i husdyrholdet – malkekvæg og grise – frem til 2021 ikke skulle indregnes i baseline, men det blev også "noteret", at beregningerne har sandsynliggjort, at udviklingen i den animalske produktion kan have afgørende indflydelse på baseline, hvorfor der senere i perioden frem mod 2021 anbefales at lave en revurdering af fremskrivningen. Formålet med dette kapitel er således at se på udviklingen i husdyrproduktionen siden 2012 og frem til 2018 for på det grundlag at estimere omfanget i 2021 og de heraf afledte effekter på udvaskningen.

Udvikling i produktionsomfang

Baseret på Danmarks Statistik er i tabel 2.2.1 vist udviklingen i antal malkekøer og søer i perioden fra 2012 til 2018. Bortset fra mindre årlige udsving er antal af søer stabilt på omkring 1 mio. søer. Antal malkekøer i starten af perioden var faldende, men er i de senere år let stigende, så antallet i 2018 kun er lidt lavere end i 2012.

I den tilsvarende periode er den samlede mælkeproduktion steget med 699 mio. kg til 5694 mio. kg i 2018. Antages en tilsvarende udvikling, vil produktionen af mælk i 2021 være over 6000 mio. kg. Inden for svineproduktionen er der sket en ændring, hvor en større andel af griseproduktionen går til eksport, primært i form af smågrise. I 2018 blev der eksporteret 14,6 mio. grise mod 9,6 mio. grise i 2012, samtidig faldt antallet af slagtesvin fra 19,4 mio. i 2012 til 17,9 mio. i 2018. Opgøres produktionen samlet for smågrise, der eksporteres, og slagtesvin, der slagtes i Danmark, er svineproduktionen i antal steget fra 29 mio. til 32,6 mio. fra 2012 til 2018, mens der kun har været en begrænset stigning i kg fra 1820 mio. kg til 1868 mio. kg.

Baseret på dette må der forventes en stagnation eller kun en svag stigning i svineproduktionen målt i kg frem mod 2021, mens der kan forudsiges en stigning i mælkeproduktionen til omkring 1000 mio. kg højere end i 2012 ud fra en fremskrivning af udviklingen i perioden 2012 til 2018 i overensstemmelse med trenden i en økonomisk baseret fremskrivning af Dejgaard (2017).

Tabel 2.2.1 Udvikling den animalske produktion i Danmark fra 2012 til 2018.

År		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Malkekøer	1000 stk	587	582	562	561	571	570	575
Søer	1000 stk	1011	977	1032	1034	999	1014	1045
Mælk	mio kg	4995	5105	5191	5356	5455	5557	5694
Slagtesvin	mio kg	1587	1569	1576	1565	1544	1496	1548
Smågrise eksport	mio kg	233	241	272	290	300	302	320
Sl. og smågrise	mio kg	1820	1810	1848	1855	1844	1798	1868
Sl. og smågrise	1000 stk	29047	28996	30002	30874	31660	31662	32558
Slagtesvin	1000 stk	19403	18993	18714	18560	18180	17295	17941
Smågrise eksport	1000 stk	9644	10003	11288	12314	13480	14367	14617

Udviklingen i N ab dyr

Til vurdering af den afledte effekt på udvaskningen er i tabel 2.2.2 vist normerne for udskillelse af N ab dyr (<http://anis.au.dk/forskning/sektioner/husdyrernaering-og-fysiologi/normtal/>) i henholdsvis 2012, 2015 og 2018 samt den samlede N udskillelse fra mælke- og svineproduktionen ud fra antal dyr i tabel 2.2., idet det er antaget, at der er 1 stk. opdræt pr malkeko, og at alle dyr er af tung race. Den stigende udskillelse pr ko skyldes stigningen i den årlige mælkeproduktion per ko, mens den lavere udskillelse pr so skyldes en højere fodereffektivitet trods et øget antal grise pr årsko. For slagtesvin er afgangsvægten i perioden øget og dermed en højere udskillelse af N ab dyr.

Tabel 2.2.2. Udviklingen i norm N udskillelse, kg N ab dyr årligt og samlet for kvæg og svin i Danmark i 1.000 ton N.

År		2012	2015	2018
N pr ko	kg	141	146	156
N pr opdræt	kg	44	44	44
N pr so	kg	25,1	24,8	24,1
N pr smågris	kg	0,49	0,47	0,48
N pr slagtesvin	kg	2,82	2,93	3,04
N ab dyr, kvæg	1.000 ton	109	107	115
N ab dyr, svin	1.000 ton	94	95	95
N ab dyr, samlet	1.000 ton	203	201	211

Sammenlignet Revurdering af baseline (Jensen et al.,2016) er den samlede produktion af N lidt lavere i 2012, 222 mio. kg i foregående revurdering mod 203 mio. kg ved denne beregning, hvilket skyldes forskelle i metoden, hvor Jensen et al (2016) benyttede en modelberegning af to scenarier, og hvor der i nærværende rapport regnes på det faktiske husdyrhold og norm N-udskillelse.

Med en forventning om fortsat stigning i mælkeproduktionen vil udskillelsen af N ab dyr fra kvæg stige frem mod 2021, så den samlede mængde N ab dyr vil være 10 -12 mio. ton N højere end i 2012. For svin vil der være samme eller svagt faldende N ab dyr, såfremt effektivitets stigningen forsætter frem til 2021. Samlet kan der derfor forventes en svag stigning på op til 10 mio. ton N, hvilket svarer til estimatet i Jensen et al. (2016) i scenarier med uændret antal moderdyr.

Andet

I forhold til effekten på udvaskningen skal det også vurderes, hvor store tabene er i kæden fra N ab dyr, til N tildeles afgrøderne. I tabel 2.2.3 er vist mængden af husdyrrelateret N, der er tildelt afgrøderne ud fra oplysninger i gødningsregnskaberne, hvor året angiver høståret baseret på dyrkningsperioden fra 1.8 i foregående år til 31.7 i høståret. Mængderne kan således ikke direkte sammenlignes med mængder i tabel 2.2.2, hvor der udelukkende er regnet på malkekvæg og svin. Herudover der også er indregnet et tab fra stald og lager i gødningsregnskaberne. Ligeledes vil der være betydelige mængder af N fra henholdsvis kvæg og svin i andre kategorier end de to første linjer i tabel 2.2.3.

Tabel 2.2.3. Udviklingen i mængden af N i husdyrgødning tildelt afgrøder ifølge indberettede gødningsregnskaber i perioden fra 2012 til 2017 (1.000 ton N) (data udtrukket fra Landbrugsstyrelsen 2019).

År	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Kvæggylle	54,2	50,5	47,3	44,9	42,9	39,4
Svinegylle	53,9	49,2	46,5	45,5	42,0	38,5
Blandet gylle	50,6	56,3	61,7	71,4	77,8	81,9
Fast gødning	1,1	0,8	0,7	0,5	0,5	0,5
Ajle	1,1	0,9	0,8	0,8	0,7	0,6
Dybstrøelse	29,0	28,0	26,5	26,7	26,5	25,6
Afgasset biomasse	5,7	6,7	7,1	8,4	10,4	13,1
Minkgylle	5,8	5,4	5,0	2,1	1,4	1,3
Fjerkrægylle	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Anden Husdyrgødning	16,7	15,3	15,4	15,5	16,5	16,3
I alt husdyr	218,0	213,1	211,1	215,9	218,8	217,2

Udviklingen i den samlede mængde af N fra husdyr viser en mindre reduktion i starten af perioden og en stigning fra 2014 til 2017 i overensstemmelse med udviklingen i tabel 2.2.2.

Konklusion

Mængden af N fra husdyrgødning, der i perioden fra 2012 til 2018 er tilført landbrugsarealet i Danmark, har været på et stabilt niveau, dog med en stigning på 6 mio. ton N siden 2014. Den forventede udvikling frem mod 2021 indikerer samme mængde af husdyrgødning eller et svagt stigende niveau. Udviklingen i mængden af husdyrgødning ændrer ikke på konklusionen i Jensen et al (2016), at udviklingen i husdyrholdet og den afledte effekt på udvaskningen er af en størrelse, som usikkerheden taget i betragtning ikke skal indregnes i baseline. Hertil skal nævnes, at udvikling i det ikke udnyttede kvælstof i husdyrgødning kompenseres af husdyrefterafgrøder, se kap 3.7 Miljøgodkendelser og husdyrregulering.

2.3 Udvikling i markbalancer og tabsposter

Gitte Blicher-Mathiesen og Finn P. Vinther

For at belyse tabspotentialt for kvælstof i forbindelse med landbrugsproduktion er N markbalancen opgjort som tilført minus fraført kvælstof for det dyrkede areal fra landbrugets marker både for hele landet og i landovervågningsoplandene. Tilført kvælstof består i denne sammenhæng af tildelt kvælstof med handelsgødning og husdyrgødning, anden organisk gødning, samt kvælstoffiksering, tilført såsæd og atmosfærisk deposition. Fraført kvælstof udgøres af fjernet kvælstof med høstede afgrøder. Opgørelsesmetoder er beskrevet i landovervågningsrapporten (Blicher-Mathiesen et al., 2019).

Ses på 2017, udgjorde høstet kvælstof 316.700 tons N og var hermed 18.000 ton N højere end i 2015 og den højeste kvælstofhøst siden 1991. Markbalancen var 10.000 ton N højere i 2017 end i året 2015.

Tabel 2.3.1. Markbalance samt tabsposterne ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning og denitrifikation i rodzonen opgjort for det dyrkede areal (1.000 ton N) for perioden 2012-2018. Desuden beregnet udvaskningseffekt af efterafgrøder og alternativer.

	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Handelsgødning GR	198	199	203	210	242	237	224
Husdyrgødning GR	220	215	212	216	219	218	224
Anden organisk gødning GR	6,8	7,0	6,8	7,2	7,8	8,0	6,9
Såsæd	5,3	5,3	5,2	5,3	5,3	5,2	5,2
N-fiksering	48	44	45	43	44	45	34
N deposition-landbrug	41	34	38	38	37	34	34
Tilført GR	519	504	510	519	555	547	527
Høstet N	301	292	302	299	308	317	261
N-markoverskud dyrket areal	218	213	209	220	248	230	265
Ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning og afgræsning ¹	18	18	18	18	18	18	18
Denitrifikation	33	33	33	33	33	33	33
Netto markbalance	167	162	158	169	197	179	214
Udvaskningseffekt af efterafgrøder	8,8	10	12	14	13	13	14
Netto markbalance minus for udvaskningseffekt af efterafgrøder	168	152	146	155	184	165	200

¹ data fra emissionsopgørelse Nielsen et al. (2019)

Samlet er overskuddet i markbalancen steget fra 218.000 tons N i 2012 til 230.000 og 265.000 tons N i 2017 og 2018 (tabel 2.3.1). Markbalancen er særlig stor i 2018, idet kvælstof i de høstede afgrøder var 52.000 tons N mindre end i 2017 grundet tørke, som gav meget lave høstudbytter. I 2016 blev der høstet 9.000 tons mere kvælstof end i 2015, sidst nævnte år var det sidste år med underoptimale gødningsnormer, og markbalancen steg med 18.000 ton N mellem disse to år.

Et øget markoverskud grundet øget kvælstofforbrug forventes ikke at slå fuldt igennem på udvaskningen det første år. Den højere kvælstofoptagelse i afgrøderne ses af den høstede overjordiske biomasse, men også i afgrødernes rødder vil der være optaget mere kvælstof end i årene med underoptimale gødningsnormer. Det optagne kvælstof i den underjordiske biomasse vil med tiden blive omsat og give anledning til udvaskning eller øget kvælstofoptagelse i afgrøder. Tidshorisont for udvaskning af organisk bundet materiale omtales i afsnit 2.6.

Det ekstremt lave høstudbytte i 2018 forventes derimod at give en stor merudvaskning inden for en relativ kortere tidshorisont. Netop i et år med lave udbytter forventes efterafgrøder etableret rettidigt at øge kvælstofoptagelse i efteråret og herved bidrage til at forsinke merudvaskning fra den lavere høst. Mer-udvaskning som følge af det øgede gødningsforbrug ved at udfase de underoptimale gødningsnormer blev søgt kompenseret af målrettede efterafgrøder. Efterafgrøder opsamler nitrat om efteråret, som ellers ville blive udvasket ved overskudsnedbør. Effekten af efterafgrøder er her beregnet som 33 kg N/ha. I tabel 2.3.1 er nettomarkbalancen opgjort som markbalancen minus ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning og en opgjort denitrifikation beregnet med den empiriske model SimDen (Vinther og Hansen, 2004). Ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning er fra den nationale emissionsopgørelse (Nielsen et al., 2019). Nettomarkbalancen falder fra 168.000 tons N i 2012 til 155.000 tons N i 2015. Faldet skyldes primært et større indberette areal med efterafgrøder, som især skyldes, at 2015 var det første år med MFO krav. Indberetningen af MFO efterafgrøder var ikke præciseret ift., hvor mange af efterafgrøderne, der var planlagt, og hvor mange, der reelt blev etableret. Derfor er der en vis usikkerhed knyttet til netop arealet med efterafgrøder i 2015 og derfor også til, om markbalancen reelt faldt med de opgjorte tons N i perioden 2012-2015.

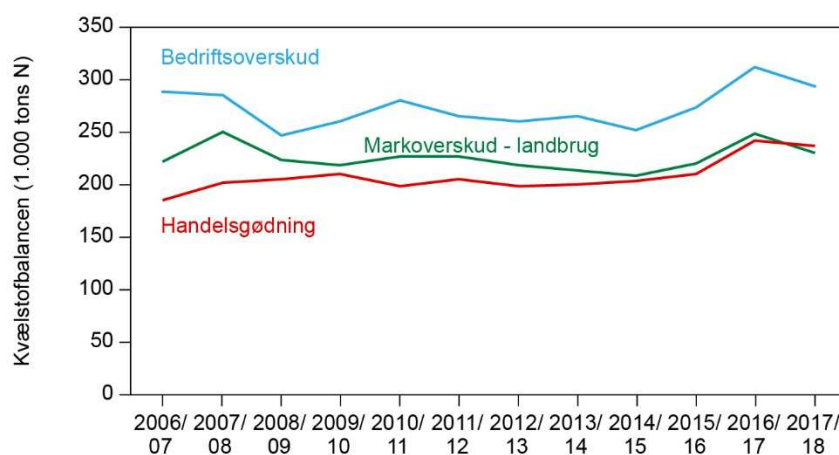
Bedriftsbalancer og NH₃-fordampning fra stald og lager

Til sammenligning med markbalancerne beskrevet ovenfor er der her et kort uddrag fra de nationale næringsstofbalancer samt et estimat af NH₃-fordampning fra stald og lager. Bedriftsoverskuddet beregnes her som differencen mellem input og output på "bedriften", hvor der med bedriften menes den samlede landbrugssektor (Vinther & Olsen, 2019).

Uddrag af bedriftsbalancerne for kvælstof er vist i tabel 2.3.2 og figur 2.3.1 for driftsårene 2006/07-2017/18. For en mere detaljeret beskrivelse henvises til Vinther & Olsen (2019).

I figur 2.3.1 er kvælstofoverskuddet for driftsårene fra 2006/07 til 2017/18 vist pr. år sammen med det årlige forbrug af handelsgødning fra gødningsregnskaberne. Det ses her, at udviklingen i overskuddet de senere år forløber helt parallelt med forbruget af handelsgødning. Figur 2.3.1 viser endvidere udviklingen i markoverskuddet for det dyrkede areal (Blicher-Mathiesen et al., 2019).

Figur 2.3.1. Udviklingen i det årlige bedriftsoverskud (Vinther & Olsen, 2019) og markoverskud for det dyrkede areal (Blicher-Mathiesen et al., 2019) for driftsårene 2006/07-2017/18.



Forskellen mellem bedriftsbalancen og markbalancen kan ud fra data vist i figur 2.3.1 beregnes til i gennemsnit for perioden 2006/07-2017/18 at være 46.000 tons N. En stor del af forskellen skyldes ammoniakfordampning fra stald og lager, som ikke er en tabspost i markbalancen, og som er angivet til ca. 30.000 ton N i beregninger gennemført for Danmarks emissionsopgørelser (Nielsen et al., 2019). Der foregår desuden et konserveringstab i foder og en denitrifikation i gødning under opbevaring. Disse to poster er tidligere opgjort til 4.500 og 3.600 ton N for 1998/99 i Kyllingsbæk et al. (2000). Forskellen mellem mark og bedriftsbalancen ligger derfor inden for et forventeligt niveau taget i betragtning, at der er tilknyttet en vis usikkerheder i opgørelsen af de enkelte poster i både mark og bedriftsbalancen.

Tabel 2.3.2. Kvælstofbalancer (bedriftsbalancer) for driftsårene 2006/07-2017/18.

Driftsår	Tilførsel			Fraførsel			Kvælstofoverskud	
	Gødning ¹ , atmosfære og N-fikse- ring	Indkøbte fo- der-midler	I alt	Vegetabil- ske produkter ²	Animalske produkter	I alt	Årlig	3 års gns.
2006/07	246(184)	209	456	50	117	168	288	284
2007/08	268(202)	207	474	69	121	190	284	283
2008/09	278(205)	177	450	91	114	205	246	273
2009/10	281(209)	175	457	83	115	198	259	263
2010/11	270(198)	190	460	62	117	180	280	262
2011/12	277(204)	174	451	67	119	187	264	268
2012/13	269(198)	183	453	77	115	192	260	268
2013/14	268(199)	182	450	70	116	186	264	263
2014/15	272(203)	182	454	85	117	202	252	259
2015/16	279(210)	193	472	79	119	198	273	263
2016/17	311(242)	180	491	62	110	180	311	279
2017/18	309(237)	190	499	86	120	206	293	292

¹ handelsgødning, organisk affald, slam og lign.; ikke husdyrgødning. Forbrug af handelsgødning (Gødningsregnskaberne) er vist i parentes.

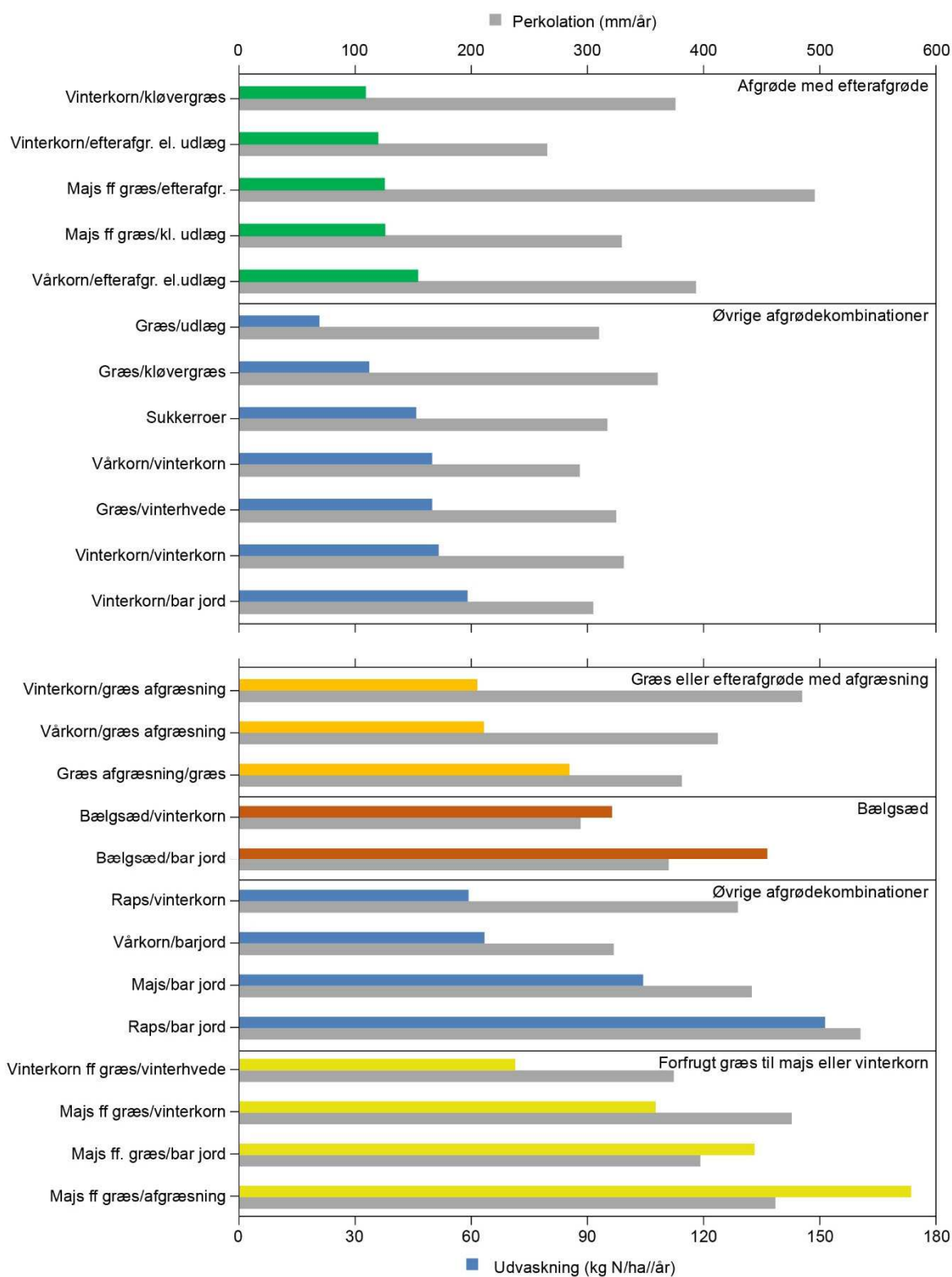
2.4 Sædskifte og udvaskning

Gitte Blicher-Mathiesen

Udvikling i det dyrkede areal for 2011-2018 viste et øget areal med bælg­sæd og brak og et mindre areal med græs i om­drift (se afsnit 2.1). I dette afsnit beskrives, hvad sædskiftet kan betyde for udvaskning. I figur 2.4.1 er vist den gennemsnitlige kvælstofudvaskning fra forskellige sædskifte­kombinationer. Ud­vaskning er målt i på jordvandsstationer i Landovervågningen i pe­rioden 1991-2014. I opgørelsen er de tilfælde, hvor der er givet husdyrgødning om efteråret, ikke medtaget. Af figuren ses, at der er forholdsvis lav udvaskning fra græs, og når der er en græs efterafgrøde efter korn og majs. Høj udvaskning ses for bælg­sæd, korn efterfulgt af bar jord, vinterkorn og majs, når begge dyrkes efter ompløjet fodergræs. Når græs afgræsses, ses også en lidt højere udvaskning, end hvis der kun dyrkes slet græs. Ud­vaskningsniveauet kan ikke direkte sammenlignes mellem de viste afgrødekombinationer, idet græs og majs især dyrkes på sandjord i Syd og Nordjylland, hvor der er høj nedbør, mens korn og sukkerroer især dyrkes på lerjord i LOOP 1, 3 og 4 henholdsvis Østjylland, Fyn og Lolland, hvor der forekommer forholdsvis mindre nedbør. Derfor er perkolationen vist på den samme figur.

I nærværende opdatering af baseline har det ikke været muligt i detaljer at opgøre effekt af ændringer i arealanvendelse, f.eks. effekt af det øgede areal med bælg­sæd og brak. En fuldkommen beregning af vekselvirkning mellem gødning, afgrødefordeling og virkemidlerne beskrevet i denne opdatering af baseline vil kræve en mere detaljeret modelberegning af kvælstofudvaskning for hele landet, hvor de viste afgrødekombination i figur 2.4.1 bl.a. skal indgå.

Dyrknings­elementer, som ikke indgår i denne opdatering af baseline, men som evt. kan påvirke udvaskning, er: ændrede dyrknings­betingelser i efteråret med indførelse af Miljø Fokus Områder (MFO) og øgede krav til målrettede efterafgrøder, øget grad af pløjefri dyrkning, ændrede så-tidspunkter og bedre planteværn. Der er i denne opdatering af baseline indlagt en trend i udbytter, som forventes at forekomme både som følge af bedre og mere effektive afgrødesorter, men også som følge af generelle forbedringer i dyrknings­betingelser.



Figur 2.4.1. Udvaskning af kvælstof for sædskiftekompositioner opgjort for målte udvaskningsdata fra landovervågningen (Blicher-Mathiesen et al., 2019).

2.5 Tidshorisont og tidsforsinkelse for hvornår ændringer kan måles i vandløb

Gitte Blicher-Mathiesen og Peter Sørensen

Indledning

Baselineopgørelsen giver en prognose for effekt af allerede vedtagne virkemidler på reduktion i kvælstofudvaskning fra rodzonen. Dog beregnes effekt af vådområder som en reduktion i kvælstofudledning til nærmeste recipient.

Men alle virkemidler virker ikke 100 pct., dagen efter de er implementeret. Ændringer i landbrugspraksis og gødningsforbrug påvirker afgrødevæksten, og efter høst vil optaget kvælstof i den underjordiske biomasse efter ompløjning blive omsat over tid og vil i de efterfølgende år give anledning til kvælstofudvaskning i perioder med afstrømning. Udvaskning af dette kvælstof vil især ske, hvis der ikke vokser efterafgrøder, fodergræs, vinterraps eller vinterkorn, som vil kunne optage noget af den omsatte kvælstof i det tidlige efterår.

I dette afsnit beskrives:

- i. Den tidshorisont, der forventes at gå fra der sker en ændring, der skal reducere kvælstofudvaskningen på dyrkningsfladen, til den tid vi forventer der går, inden den angivne effekt slår igennem på kvælstofudvaskning fra rodzonen og
- ii. Den naturgivne tidsforsinkelse, der sker i kvælstofs transport fra bunden af rodzonen til vandløb.

Begge tidsaspekter giver en naturlig forklaring på, at den samlede effekt i baseline ikke kan forventes at ske i slutåret 2021, hverken på udvaskning fra rodzonen eller i udledning af kvælstof til kystvande. I baseline beskrives de virkemidler, der forventes at blive implementeret i baselineårene 2013-2021, men selve effekten på kvælstofudvaskning og udledning til kystvande vil have en tidshorisont, der rækker længere end slutåret 2021.

Tidshorisont for angivet effekt af virkemidler på dyrkningsfladen

Omsætning af organisk stof i jorden er en proces, der tager tid. Organisk bundet kvælstof, der tilføres jorden, f.eks. med husdyrgødning, frigives gradvist over en længere årrække. Det har naturligvis betydning for, hvornår der kan ske nitratudvaskning fra den tilførte organiske gødning. Sørensen et al. (2017) har udviklet en simpel empirisk baseret model, der beskriver nettomineraliseringen fra organisk bundet N i svine- og kvæggylle i de første år efter tilførslen (tabel 2.5.1).

Efter de første 5 år er mineraliseringen langsom og på niveau med øvrigt organisk bundet N i jorden. I tabel 2.5.1 er antaget en årlig mineraliseringsrate fra den resterende N mængde i jorden på 2 % per år i år 5 til 10. Det betyder, at der efter 10 år samlet er frigivet ca. 56 % fra kvæggylle og ca. 75 % fra svinegylle.

En række andre virkemidler har også betydning for input af organisk stof til jorden og dermed ændringer i puljen af organisk kvælstof i jorden. Det gælder bl.a. dyrkning af græs, efterafgrøder og energiafgrøder. Tidshorisonten for effekten heraf varierer med kvaliteten af det organiske stof, der indgår, og dermed hvor hurtigt mineraliseringen foregår. F.eks. kan der for nogle typer efterafgrøde være en mineralisering på omkring 50 % inden for det første år, mens mineraliseringen er langsommere for andre typer efterafgrøder (Thomsen et al. 2016). Andre organiske input har en N-mineralisering, der mere ligner den for organisk N i husdyrgødning.

Tabel 2.5.1. Kumuleret netto-mineralisering af organisk bundet kvælstof i svine- og kvæggylle i de første 5 år efter tilførslen ifølge model beskrevet af Sørensen et al (2017), samt forventet mineralisering efter 10 år.

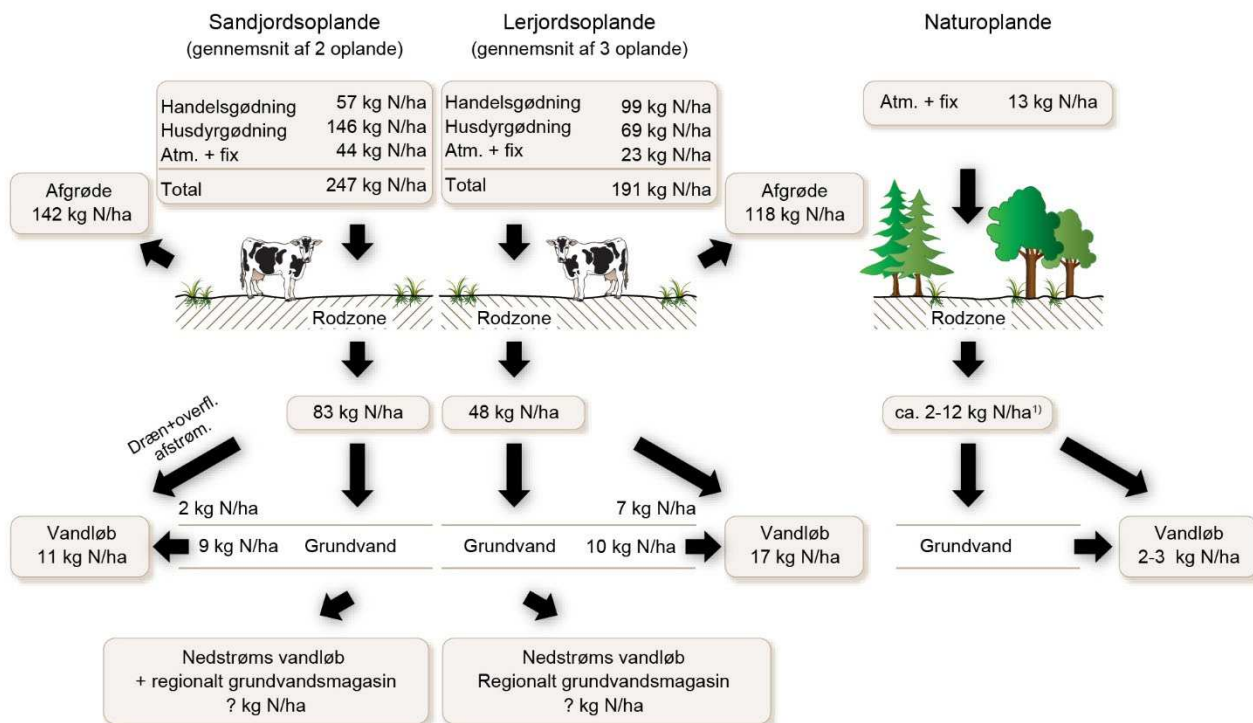
År	1	2	3	4	5	10
Mineralisering af organisk N i kvæggylle %	17	34	42	47	51	56
Mineralisering af organisk N i svinegylle %	26	53	63	68	72	75

Kulstof og organisk bundet kvælstof fra husdyrgødning og ændringer i organisk input, der stabiliseres i jorden, bidrager til jordens samlede pulje af organisk stof, der er vigtig for at opretholde en frugtbar jord med gode dyrknings-egenskaber. Det er ikke muligt at kvantificere denne effekt, men det må forventes, at en frugtbar jord bidrager til dybere rodvækst, der også kan bidrage til en reduktion af kvælstofudvaskningen. Der tages ikke hensyn til denne effekt ved beregning af kvælstofudvaskningen, da der ikke findes noget godt grundlag for at estimere effekten.

Tidsforsinkelsen mellem rodzone og vandløb

Data fra landovervågningen viser, at drænede oplande naturligt har en hurtig transportvej fra mark til vandløb (Blicher-Mathiesen et al., 2019). Her bidrager den overfladenære transportvej bl.a. via dræn forholdsvis meget til vandløbs-transport af kvælstof (figur 2.5.1). Modsat er det i ikkedrænede oplande, der som oftest også er domineret af sandjord. Her varer denne transportvej længere tid, idet den overfladenære transportvej er forholdsvis mindre, og en større del af vandet tilføres vandløbet igennem grundvandet.

Det årlige kvælstofkredsløb (2013/14 – 2017/18)

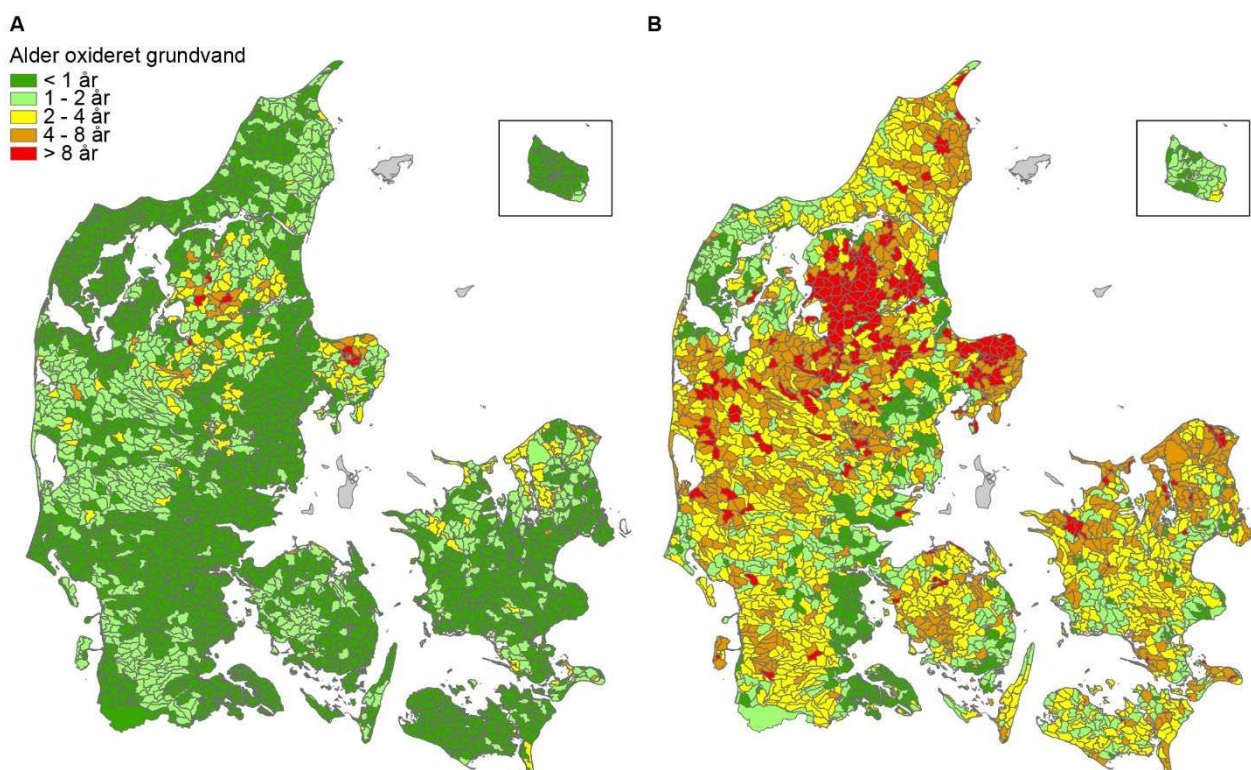


Figur 2.5.1 Skematisering af kvælstofkredsløbet i henholdsvis dyrkede lerjords- og sandjordsoplande samt for naturoplande for årene 2013/14-2017/18. Kvælstofbalancen er fra interviewundersøgelsen 2013-2017, mens udvaskningen er NLES4-modelberegnet for alle marker i oplandene, hvor der i beregningen er kompenseret for, at klimaet varierer fra år til år. Vandløbstransport for oplandene er korrigeret for spildevandsudledning, dvs. transporten repræsenterer den diffuse udledning fra dyrkede arealer inkl. spredt bebyggelse og baggrundsbidrag (Blicher-Mathiesen et al., 2019).

I lerjordsdominerede oplande afstrømmer en betydelig andel af det nedsivende vand til vandløb via overfladenær afstrømning. Afstrømningen via dræn sker hurtigt, og i løbet af et par år vil en betydelig del af det vand, der forlader rodzonen, være nået ud til vandløbet. En effekt af reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen vil derfor inden for få år kunne måles i lerjordsområder. I en oplandsmodellering for Odense Fjord viste partikelbaneanalyser, at en ændret kvælstofudvaskning relativt hurtigt kunne spores i vandløbene i oplande (Nielsen et al., 2004). De første ændringer kan spores i løbet af få måneder, 75 % af en ændring vil kunne ses inden for 2 år, men næsten alt kvælstof, der ikke reduceres i grundvandet, når frem til vandløbet i løbet af 4 år.

I sandjordsdominerede oplande sker afstrømningen til vandløb for en stor dels vedkommende gennem grundvand. Der vil typisk gå 12-15 år, inden ca. halvdelen af det vand, der forlader rodzonen, når ud til vandløbet, men da en stor del af det ældste grundvand er reduceret og kvælstoffet derfor fjernet, vil det kvælstof, der strømmer til vandløb, have en kortere transporttid end den transporttid, der kan opgøres for hele grundvandsmængden.

I en oplandsmodellering for kvælstofbelastning af Nissum Fjord blev der beregnet en reduktion mellem rodzone og vandløb på 76%, samt at ca. 67 % af en ændring i kvælstofbelastningen vil kunne registres i vandløbet i løbet af 3 år, mens knap 80 % af en ændring vil kunne registres inden for 10 år (aflæst på figur 21, side 6-21 i DHI, 2006). For nogle oplande tager det meget længere tid for vand og kvælstof at strømme fra rodzonen til vandløb. Eksempler herpå er oplandet til Mariager Fjord, hvor vandet i vandløbet formentlig i gennemsnit er 20-30 år gammelt (Wiggers et al., 2002).



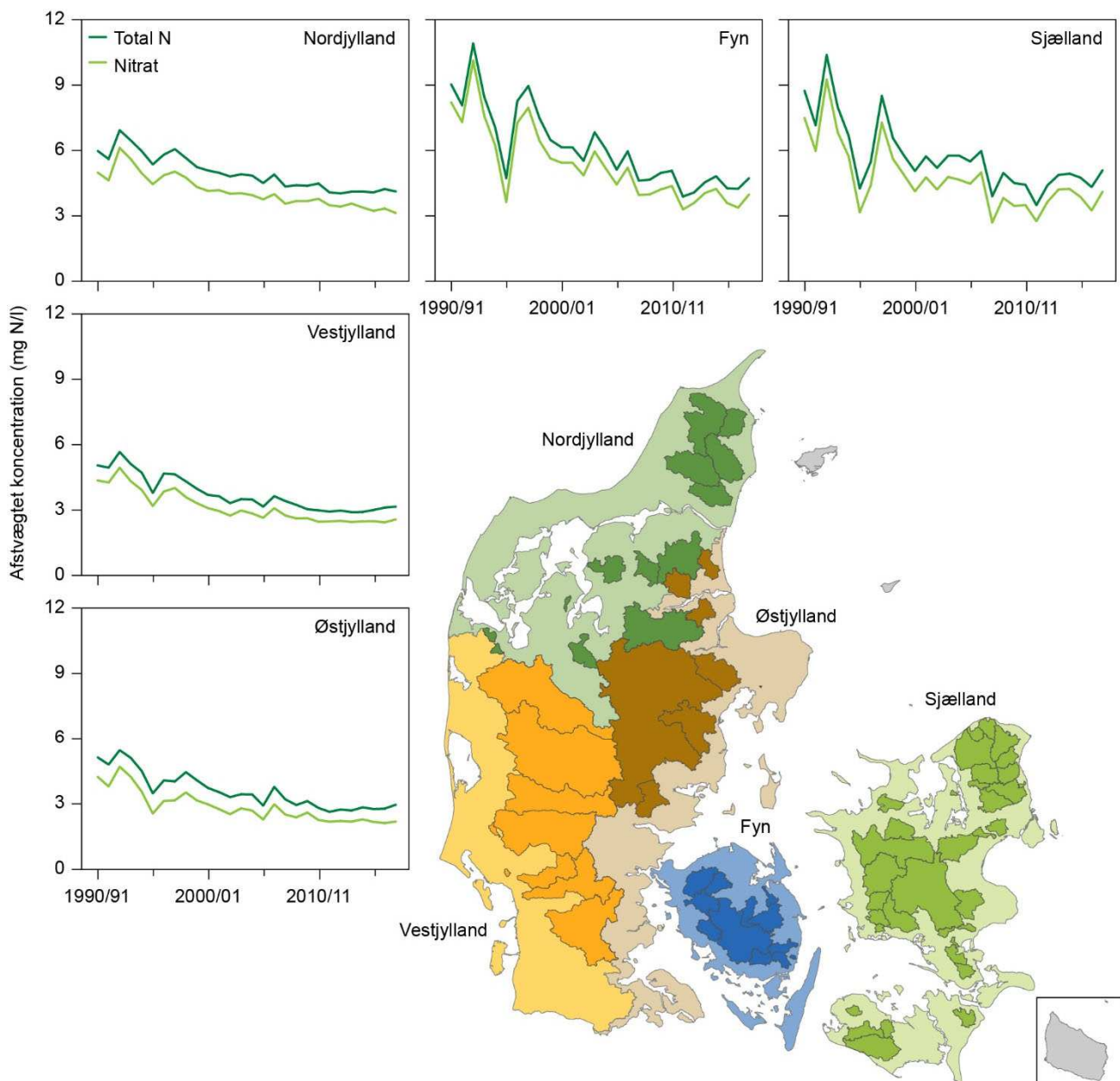
Figur 2.5.2. Alder af det iltede grundvand når 75 pct. (kort t.v.) og 95 pct. (kort t.h.) af det tiltede grundvand er strømmet til vandløb for id15 oplande (topografiske oplande (polygoner) med en størrelse på ca. 1500 ha) (baseret på data fra Kvælstofmodellen i Højberg et al., 2015).

Den nationale kvælstofmodel er blevet anvendt til at beregne alder for det oxiderede vand i vandløb og dermed for det vand, der bærer kvælstof frem til overfladevand og senere til kystvande (Højbjerg et al., 2015). I nogle oplande tager det mere end 8 år for vandet nå fra rodzonen til vandløbsoplande, men denne relative lange transportvej ligger især i Himmerland og på Djursland (figur 2.5.2). Oplande med en hurtig transport fra mark til vandløb på 1-2 år udgør bl.a. kystnære oplande med afstrømning til østvendte fjorde i Jylland og nord for Limfjorden i det vestlige hjørne omkring Thisted.

Transportvejen fra rodzone til kystvande betyder, at der ikke vil kunne registres den fulde respons i kvælstofudledning i kystvande i det samme afstrømningsår, som der kan registres en ændring i udvaskning fra rodzonen. Der er simpelthen nogle naturgivne forhold, der betyder, at der sker en vis forsinkelse. Dog kommer 75 pct. af det iltede grundvand inden for 1-4 år, mens transportvejen for de næste 20 pct. tager længere tid. Der skal dog tages det forbehold, at beregningerne er modelberegnet, og netop de lange tidsforsinkelser har været svære at kalibrere i modellen (Pers. medd. A.L. Højbjerg).

Regionale forskel i tidsserie for udledning af total kvælstof og nitrat er vist for fem regioner i Danmark i figur 2.5.3. Af figuren fremgår, at der mellem de fem regioner er stor forskel i år til år variationen i de viste afstrømningsvægtede koncentrationer opgjort for 77 havbelastningsstationer. Der er størst år til år variation i de to regioner Fyn og Sjælland, begge regioner hvor drænastrømning vil påvirke de målte koncentrationer. For Nordjylland, som har den største tidsforsinkelse mellem rodzone og vandløb (se figur 2.5.2), ses et kontinuerligt fald i nitratkoncentrationen i hele perioden 1990/91-2017/18, mens faldet for de øvrige regioner aftage efter 2005/06. For de sidste 10 år ses desuden et større fald i den afstrømningsvægtede koncentration af nitrat end i total kvælstof, hvilket skyldes, at total kvælstof ikke er målt med den samme metode i hele perioden, primært i perioden 2009-2015 (Thodsen et al., 2019).

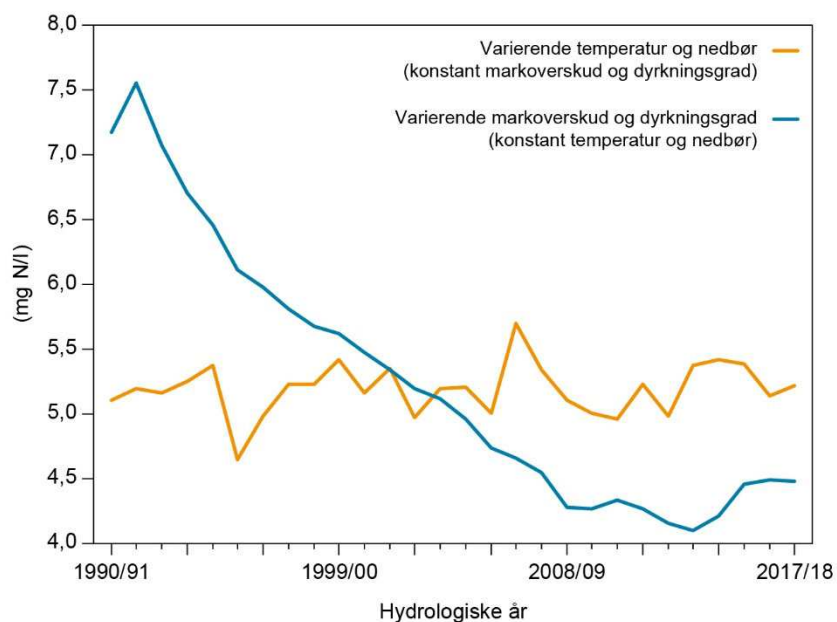
Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total kvælstof- og nitratkoncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser, at netop år til år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer derfor bør ses over en årrække ift. at kunne evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledning til kystvande. Særligt når også klima som nedbør og temperatur kan betyde store år til år variationer.



Figur 2.5.3. Afstrømningsvægtet koncentration af total kvælstof og nitrat opgjort for 77 målte havstationer med en fuldstændig tidsserie for begge koncentrationer og vist for fem regioner i Danmark (t.v. og øverst). Data er opgjort for hydrologiske år, 1.juni til 31. maj, for perioden 1990/91-2017/18. Oplande med data for de opgjorte målestationer er vist med mørke farver på kortet.

Tilførslen af kvælstof til kystvand kan ud over ændringer i landbrugets gødningsudnyttelse og dyrkningsforhold også være påvirket af ændringer i nedbør og temperatur. I figur 2.5.4 vises en scenarieberegning for, hvor meget ændringen i kvælstofmarkoverskud, nedbør og temperatur kan påvirke den afstrømningsvægtede total N koncentration i det afstrømmende vand til kystvande. Beregningen er gennemført med den model, der i NOVANA anvendes til beregning af kvælstofudledning til kystvand for umålte oplande (Windolf et al., 2011). Scenarieberegningen viser, at alene ændringer i nedbør og temperatur medfører at den afstrømningsvægtede total N koncentration stiger i årene 2011/12 til 2015/16. I denne beregning er markoverskuddet holdt konstant på et gennemsnit for den viste periode 1990/91 til 2017/18. Koncentrationen falder dog forventelig mere i scenariet, hvor det kun er markoverskuddet og dyrkningsgraden, der varierer og hvor nedbør og temperatur er holdt konstant på et månedsgennemsnit, igen for den viste periode 1990/91 til 2017/18.

Figur 2.5.4. Scenarieberegning af hvordan ændringer i de to parametre kvælstof markoverskud og dyrkningsgrad samt de to klimavariabler nedbør og temperatur kan påvirke den afstrømningsvægtede total N koncentration i det afstrømmende vand til kystvande for hydrologiske år (1. juni-31. maj) i perioden 1990/91-2017/18.



2.6 Forbehold og usikkerheder i forbindelse med opgørelse af kvælstofudvaskning og ændringer på landsplan samt hovedvandoplande

Baseline udgør en samlet fremskrivning af udviklingen i landbrugets produktionsforhold, virkemidler og mulige effekter af internationalt vedtagne konventioner, altså en fremskrivning eller prognose for de virkemidler, der tænkes implementeret frem til og med 2021. Den fulde effekt af virkemidlerne på rodzoneudvaskning vil ske med en vis tidsforsinkelse, og det giver sig selv, at effekten af baseline ikke vil have den estimerede effekt på kvælstofudledningen til kystvand inden for baselineperioden og ej heller med ligelig fordeling over årene. Prognosen for virkemidler kan være behæftet med betydelig usikkerhed, særligt hvor effekten er afhængig af internationale økonomiske konjunkturer og andre landes opfyldelse af konventioner.

Som nævnt i indledningen er det vanskeligt at adskille effekt af virkemidler fra effekter af den generelle udvikling i landbruget, f.eks. effekt af mergødning ved udfasning af underoptimale normer og den generelle trend i gødningsnormerne. Alligevel er der i nærværende opdatering af baseline forsøgt at adskille effekten af de forskellige dyrkningselementer.

For hvert virkemiddel består effektvurderingen dels af virkemidlets udbredelse samt selve vurderingen af ændring i udvaskning. Udbredelse af virkemidlet kan være baseret på arealer, f.eks. nedgang i det dyrkede areal, areal med økologisk dyrkning, areal med konventionel græs eller areal med energiforgrøder. For perioden 2013-2018 er disse baseret på landmændenes indberetning til enkelt- eller grundbetalingen, og hvor disse arealer danner grundlaget for den af AU udarbejdede prognose for perioden 2019-2021. For biogas og husdyrgødning er grundlaget forbruget af husdyrgødning og andel af denne, der bioforgasses. Trend i udbytter og i gødningsnormen er baseret på analyse af eksisterende data fra 1990 og frem eller alene for baselineperioden.

Effektvurdering af ændring i udvaskning er baseret på det eksisterende videns grundlag. Dette omfatter gennemførte målinger fra forsøg primært under danske forhold. De anvendte forsøgsdata vil ofte være ret begrænsede i antal og i geografisk eller tidsmæssig udstrækning. Forsøgsdata vil derfor ikke i alle henseender være fuldstændig repræsentativt dækkende ift. en opskallering til hele landet eller til de 23 hovedvandoplande. De anvendte forsøgsdata er dog det bedst mulige eksisterende faglige grundlag for den fremkomne effektvurdering.

For enkelte af virkemidlerne anvendes modelberegninger. Det gælder for ændring i atmosfærisk kvælstofdeposition og effekt af øget forbrug af handelsgødning ved udfasning af de underoptimale gødningsnormer. Det har ikke været muligt at anvende den opdaterede empiriske udvaskningsmodel NLES5, og der er derfor anvendt samme NLES4 model som i Revurderingen af baseline 2021. Den nye NLES5 model er usikkerhedsvurderet og valideret på uafhængige måledata, og marginaludvaskningen er specielt kalibreret på forsøgsdata fra forsøg med tilførsel af stigende N mængde (Børgesen et al., 2020). Den gennemsnitlige marginaludvaskning på landsplan ved N tilførsel omkring normen i NLES4 modellen er estimeret til 18 % med en 5 årig tidshorisont, mens NLES5 estimerer en gennemsnitlig marginaludvaskning på 17 % med en 3-årig tidshorisont. Usikkerheden på marginaludvaskningen i NLES5, angivet som standardafvigelse, er estimeret til 2,6 % point (Børgesen et al., 2020). Det betyder, at forskellen i estimater på marginaludvaskningen med de to modeller ligger inden for usikkerheden på modellen. I forhold til den 3-årige marginaludvaskning, der beregnes med NLES5, har Sørensen et al. (2019) vurderet, at der sker en yderligere marginaludvaskning på i alt 1-2 % point i år 4-10 efter en tilførsel af mineralsk N.

I effektvurderingen af de enkelte virkemidler er der taget hensyn til, at effekten vurderes at være indtruffet inden for en afgrænset tidshorisont på 5-10 år. Det betyder, at en del af effekten for de implementerede virkemidler eller ændringer i dyrkningsforhold må forventes først at påvirke udvaskningen og dermed kvælstofudledningen til kystvande efter 2021.

Det har ikke været muligt at gennemføre aktuelle usikkerhedsberegninger for effektvurderingen af de enkelte virkemidler, da datagrundlaget hertil har været begrænset af antallet af forsøg, der kunne indgå i den type beregninger. Der er derimod angivet et interval for udvaskningseffekten, hvor dette har været muligt.

Den regionale fordeling af virkemidlernes effekt på de 23 hovedvandoplande er baseret på vandoplandenes aktuelle arealer, en fordeling af arealer eller det opgjorte forbrug af gødning baseret på landmændenes indberetning til enten enkelt- eller grundbetalingen eller fra gødningsregnskaberne. For perioden 2019-2021 har AU opgjort en prognose for disse arealer eller forbrug af gødning baseret på enten trend eller data for det sidste opgjorte aktuelle år 2017 eller 2018. Det giver sig selv, at der er større usikkerhed på de sidste tre prognoseår, 2019-2021, hvor data er baseret på en prognose frem for perioden 2013-2018, hvor der ofte har været aktuelle data at baseret opgørelserne på.

3 Virkemidler, udvikling og effekt 2013-2017/18 og fremskrivning til 2021

3.1 Teknisk Justering (effekt af nedgangen i det dyrkede areal)

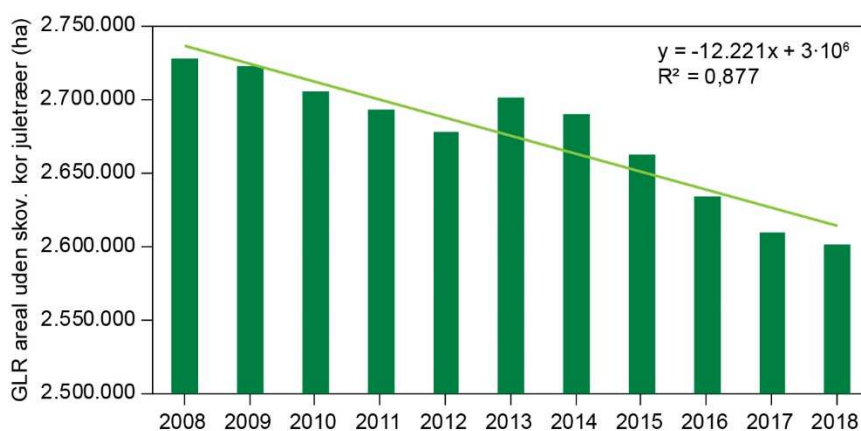
Gitte Blicher-Mathiesen

Størrelsen af det dyrkede areal er ikke konstant, men bliver gradvis mindre. Det skyldes, at landbrugsarealer inddrages til skovrejsning, byudvikling og infrastruktur som f.eks. motorveje. Landbrugsareal er her defineret som det areal, der får landbrugsstøtte, men hvor arealer, hvorpå der dyrkes juletræ, også indgår.

Den tekniske justering af normsystemet i Grøn Vækstaftalen betød, at gødningsnormen for hele landet blev korrigeret i forhold til nedgangen i landbrugsarealet. Herved blev der trukket gødning ud af gødningsnormen, der svarer til forbruget for det landbrugsareal, der er overgået til en anden arealanvendelse. For årene 2013, 2014 og 2015 blev der trukket kvælstof ud for en årlig nedgang på 10.000 ha. De 10.000 ha var baseret på en tidligere beregning, der blev gennemført på landbrugsdata for årene 1980-2004 fra Danmarks Statistik. Derfor anvendes de 30.000 ha som nedgangen i landbrugsarealet for de tre år 2013-2015.

Med Fødevarer- og landbrugspakken blev de reducerede gødningsnormer ophævet, og derfor er det ikke længere relevant med en teknisk justering af landsposen for kvælstof. Nedgang i det dyrkede areal beregnes som den aktuelle ændring for årene 2013-2018, mens trend for ændring i det dyrkede areal for perioden 2019-2021 er beregnet som en prognose estimeret på baggrund af nedgangen i det dyrkede areal perioden 2008-2018, en nedgang på gennemsnitlig 12.221 ha pr. år (figur 3.1.1). Samme princip anvendes for de 23 hovedvandoplande. Den aktuelle ændring for årene 2013-2018 beregnes, og trend for nedgang i det dyrkede areal for perioden 2019-2021 skalleres relativt i forhold til det dyrkede areal i de enkelte hovedvandoplande i 2018 (tabel 3.1.1).

Figur 3.1.1. Udvikling i det dyrkede areal i perioden 2008-2018 på baggrund af det Generelle LandbrugsRegister GLR



Effekt

Reduktion i udvaskning ved udtagning af landbrugsarealer blev i Fastsættelse af baseline (Jensen et al., 2014) beregnet som den gennemsnitlige N-udvaskning fra landbrugsarealer opgjort for 2011 fratrukket baggrundudvaskningen på 12 kg N/ha jf. Virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2014).

Der er som nævnt i indledningen en lidt anderledes opdeling af virkemidlerne i denne opdatering end i Revurdering af baseline. I Revurdering af baseline 2021 blev mergødning ved udfasning af underoptimale gødningsnormer, trend i den økonomiske optimale norm og nedgang i det dyrkede areal beregnet som en samlet effekt, mens effekt af stigende udbytter var en særskilt beregning.

I denne opdatering af baseline er trend i udbytter og stigning i den økonomiske optimale gødningsnorm beregnet som en samlet effekt, idet stigningen i udbytterne i vis udstrækning er koblet til en øget kvælstofnorm, og derfor er det mest hensigtsmæssigt, at disse to elementer vurderes som en samlet effekt.

Det betyder derfor, at nedgangen i det dyrkede areal, som betegnes teknisk justering, vurderes som en selvstændig effekt. Udfordringen er, at effekt af virkemidler og effekten af den tekniske justering er indbyrdes afhængige. F.eks. er effekten af en nedgang i det dyrkede areal højere, hvis denne beregnes efter, at de underoptimale gødningsnormer er udfaset, og der derfor gives mergødning, men ikke kompenseres med andre virkemidler, der modvirker merudvaskningen, som det blev gjort i Revurdering af baseline. Modsat er effekten lavere, hvis effekten af nedgang i det dyrkede areal beregnes, når merudvaskningen ved ophør af underoptimale normer først er kompenseret af andre virkemidler. Det er sidstnævnte udgangspunkt, der er antaget i nærværende opdatering af baseline.

Det er altså afgørende for effektberegningen af nedgang i det dyrkede areal, om middeludvaskning er opgjort før eller efter effekten af at udfase de underoptimale normer er indregnet, og om effekten af at udfase underoptimale normer bliver kompenseret af andre virkemidler.

Ved opdateringen af baseline i 2015 var der alene bestilt en effekt af at udfase de underoptimale gødningsnormer, men ikke en vurdering af hvordan merudvaskningen heraf skulle kompenseres. I beregningen af effekten af den tekniske justering er det her antaget, at merudvaskningen ved udfasning af de underoptimale gødningsnormer bliver kompenseret, og at den gennemsnitlige udvaskning fra det dyrkede areal derfor forbliver konstant, altså hverken øges eller reduceres. Udgangspunktet er den gennemsnitlige udvaskning opgjort for det dyrkede areal i 2011 og også opgjort for de 23 hovedvandoplande. Det har i sig selv givet en mindre udvaskningseffekt af nedgangen i det dyrkede areal end i Revurdering af baseline.

I nærværende rapport gennemføres to beregninger for baggrundsudvaskning ved udtagning. Beregning A, hvor samme metode som i Fastsættelse af baseline anvendes, altså hvor baggrundudvaskning udgør 12 kg N/ha, uanset hvor i landet landbrugsarealet ligger. Og beregning B, hvor baggrundsudvaskningen varierer, og hvor datagrundlag udgør målt udvaskning fra arealer, der tidligere har været landbrug.

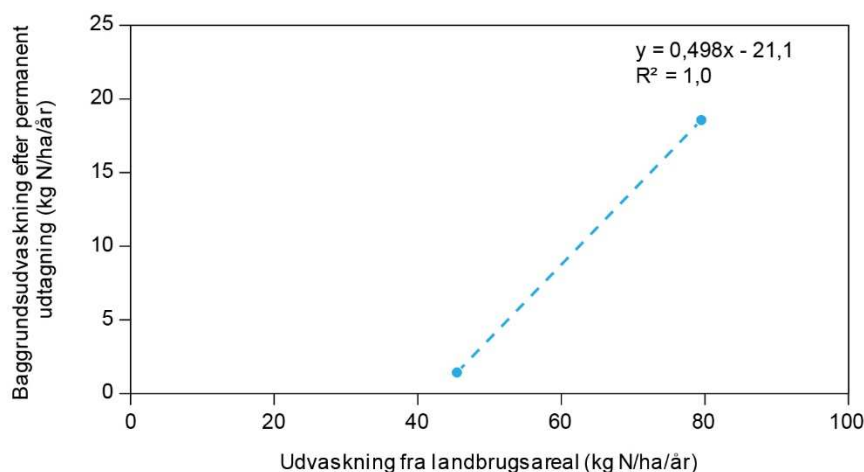
Generelt er der meget få målinger af udvaskning efter permanent udtagning. Alligevel viser målingerne, at det er ret afgørende for udvaskningens størrelse, om arealet tidligere er dyrket intensivt med tilførsel af husdyrgødning, eller der kun er anvendt handelsgødning, og om arealet ligger i et område med høj eller lav nedbørsmængde (tabel 3.11 i denne rapport/tabel 1 i virkemiddelkataloget Eriksen et al., 2014).

Der er derfor til nærværende beregning foretaget en skallering af baggrundsudvaskning ift. udvaskningens størrelse for landbrugsarealet. Det er antaget, at for hovedvandoplande med den gennemsnitligt lavest årlige udvaskning fra landbrug på 45,3 kg N/ha vil baggrundudvaskningen ved permanent udtagning være lavest, og tilsvarende vil baggrundudvaskningen for det hovedvandopland med højest årlig udvaskning på 79,5 kg N/ha være på det høje niveau. Herved fås to punkter med lav og høj baggrundudvaskning, hhv. 1,5 og 18 kg N/ha/år, hvor baggrundsudvaskningen er opgjort som middel af udvaskning ved permanent udtagning med 4-14 års tidshorisont (jvf. de røde tal i tabel 3.1.1). Relationen mellem de to punkter anvendes til at beregne baggrundudvaskning for de øvrige hovedvandoplande. Beregningen er forholdsvis simpel, men giver forhåbentlig et mere troværdigt regionalt niveau for baggrundsudvaskning og dermed en mere troværdig effekt af permanent udtagning af landbrugsarealer. Men det er selvfølgelig meget usikkert, hvor præcise disse antagelser og beregninger reelt er.

Det anbefales derfor, at der fremadrettet gennemføres mere systematiske målinger af baggrundsudvaskningens størrelse for arealer, der udtages af landbrugsproduktion – dvs. målinger, som kan bidrage til at kvalificere ovennævnte antagelser og beregninger.

Den gennemsnitlig udvaskning blev opgjort til 61,6 kg N/ha for 2012 (Jensen et al., 2016 – tabel 0.2 side 16). Herfra trækkes baggrundsudvaskningen på 12 kg N/ha. Effekten af, at landbrugsarealer overgår til anden arealanvendelse, udgør derfor gennemsnitligt ca. 50 kg N/ha for hele landet.

Figur 3.1.2. Relation mellem udvaskning fra landbrugsareal opgjort for to hovedvandoplande, opland med laveste og højeste udvaskning fra landbrugsarealet og tilsvarende det laveste og højeste niveau for baggrundsudvaskning ved permanent udtagning.



Tabel 3.1.1. Kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer, der udtages af landbrugsproduktion. Oversigt over målinger samt modellering af udvaskning efter 50 og 100 års udtagning. (Tabellen er fra Virkemiddelkataloget side 83 udgivet i 2014 i Eriksen et al.2014).

Lokalitet	Grundvandsstan d/ perkolation	Udvaskning (kg N/ha/år)					Omdrift Målt min.-max.
		Udtaget til vedvarende græs			Skøn		
		Målt 1. år	Målt 2.-3. år	Målt 4.-14. år			
<i>Uden tilførsel af husdyrgødning</i>							
St. Lyngby syd for Arresø ¹	dyb/lav	5	2				45-60
St. Lyngby syd for Arresø ¹ , afgræs.	dyb/stor	8					45-60
Drastrup ved Ålborg ²	høj/?	<1	<2				
Drastrup ved Ålborg ² , afgræsses	høj/?	9	<2				
Tunø ³	dyb/lav	1-10	0-6	0-3		2-5	60-70
<i>Husdyrgødet sædskifte</i>							
Rabis bæk i Karup Å oplandet ¹ Himmerland ⁴	dyb/høj	5	5				
1991-93, 95-03, 09-11 1994/95 2004/05	høj/høj	70 29	16-54	3-11			10-193
Syd for Løgumkloster ⁴ 1991-98 1999-2007	høj/høj	15	24-112	10-27	22-33	15-19	11-221
Vurderet gennemsnit for landet						12	

1 Christensen et al. (1990); 2 Gundersen og Buttenschøn (2005); 3 Jensen og Thirup (2006); 4 Blicher-Mathiesen et al., (2013); 5 Blicher-Mathiesen og Poulsen (2014) 6 Børgesen et al. (2013).

For hele landet er der aktuelt knap 68.000 ha mindre landbrugsareal i perioden 2013-2018. Nedgangen vil give en mindre udvaskning på mellem 3.200 og 3.500 tons N. For perioden 2019-2021 er der beregnet en prognose for nedgang i landbrugsarealet på knap 36.700 ha og en mindre udvaskning på mellem knap 1.700 og godt 1.800 tons N. Samlet forventes nedgangen i det dyrkede areal på 114.550 ha at ville give en mindre udvaskning på mellem godt 4.900 og knap 5.300 tons N (tabel 3.1.2).

Tabel 3.1.2. Ændring i dyrket areal og effekt på udvaskning for tre perioder, aktuell ændring 2013-2018, prognose for ændring 2019-2021 og ændring for baselineperioden 2013-2021.

Periode	Ændring i dyrket areal (ha)	Ændring i udvaskning (tons N)	
		A Ens værdi alle arealer	B Variabel
		12 kg N/ha	2,7-19,7 kg N/ha
Aktuel ændring 2013-2018	-67.887	-3.236	-3.454
Prognose 2019-2021	-36.663	-1.694	-1.828
Baseline 2013-2021	-104.550	-4.930	-5.282

Beregninger for nedgang i det dyrkede areal og effekt på udvaskning for 23 hovedvandoplande fremgår af tabel 3.1.3.

Tabel 3.1.3. Nedgang i det dyrkede areal og effekt på udvaskning for 2013-2018, 2019-2021 og baselineperioden 2013-2021 samt fordelt på 23 hovedvandoplande, beregnet på basis af henholdsvis fast baggrundsudvaskning (A) og variabel baggrundsudvaskning for hvert opland (B). Negativt tal angiver en reduktion i udvaskningen.

Hovedvandopland	Dyrket Udvask. 2011 (kg N/ha/år)	Baggrund Udvasnkning		Effekt udtagning Udvasnkning		Ændring for 2013-2018				Prognose 2019-2021			Baseline 2013-21 Udvasnkning	
		A	B	A	B	GLR Areal (ha)	Areal (pct.)	Udvasnkning A (tons N)	B	Areal (ha)	Udvasnkning A (tons N)	B	A	B
1.1	58,4	12	8,2	46,4	50,2	-5.531	-1,91	-257	-278	-4.029	-187	-202	-444	-480
1.10	78,7	12	18,4	66,7	60,4	-3.415	2,33	-228	-206	-2.028	-135	-122	-363	-329
1.11	69,6	12	13,8	57,6	55,8	-1.192	1,83	-69	-67	-902	-52	-50	-121	-117
1.12	58,4	12	8,2	46,4	50,2	-2.621	3,58	-122	-132	-1.000	-46	-50	-168	-182
1.13	53,1	12	5,5	41,1	47,5	-587	1,64	-24	-28	-497	-20	-24	-45	-52
1.14	47,8	12	2,9	35,8	44,9	-1.510	2,90	-54	-68	-716	-26	-32	-80	-100
1.15	51,9	12	5,0	39,9	47,0	-10.419	2,07	-416	-489	-6.967	-278	-327	-694	-817
1.2	63,9	12	10,9	51,9	52,9	-2.896	7,57	-150	-153	-500	-26	-26	-176	-180
1.3	55,8	12	6,9	43,8	48,9	-3.233	3,23	-142	-158	-1.369	-60	-67	-202	-225
1.4	79,0	12	18,5	67,0	60,5	-5.789	3,05	-388	-350	-2.600	-174	-157	-562	-507
1.5	58,2	12	8,1	46,2	50,1	-2.443	4,37	-113	-122	-756	-35	-38	-148	-160
1.6	49,6	12	3,8	37,6	45,8	-3.293	7,41	-124	-151	-582	-22	-27	-146	-177
1.7	51,6	12	4,8	39,6	46,8	-4.719	2,23	-187	-221	-2.927	-116	-137	-302	-358
1.8	79,5	12	8,9	67,5	70,6	-3.028	5,51	-204	-214	-735	-50	-52	-254	-266
1.9	59,7	12	1,7	47,7	58,1	134	-0,24	6	8	-789	-38	-46	-31	-38
2.1	45,3	12	3,8	33,3	41,5	-2.168	2,04	-72	-90	-1.472	-49	-61	-121	-151
2.2	49,6	12	2,2	37,6	47,4	-1.123	5,35	-42	-53	-281	-11	-13	-53	-67
2.3	46,4	12	2,9	34,4	43,5	-1.701	3,56	-58	-74	-653	-22	-28	-81	-102
2.4	47,8	12	3,9	35,8	44,0	-2.110	0,91	-76	-93	-3.233	-116	-142	-191	-235
2.5	49,8	12	2,4	37,8	47,4	-3.652	4,51	-138	-173	-1.095	-41	-52	-179	-225
2.6	46,7	12	6,5	34,7	40,2	-413	1,21	-14	-17	-478	-17	-19	-31	-36
3.1	54,9	12	17,4	42,9	37,5	-1.623	1,97	-70	-61	-1.141	-49	-43	-119	-104
4.1	76,9	12	18,7	64,9	50,2	-4.555	3,26	-296	-265	-1.912	-124	-111	-420	-376
DK						-67.887		-3.236	-3.454	-36.663	-1.694	-1.828	-4.930	-5.282

3.2 Randzoner

Der indregnes ingen effekt af randzoner, da virkemidlet blev udfaset i [årstal].

3.3 Energiafgrøder

Uffe Jørgensen & Birger Faurholt Pedersen

Omlægning af omdriftsarealer til flerårige energiafgrøder forventes at reducere nitratudvaskningen markant som følge af afgrødernes permanente rod-systemer og deres lange vækstsæson. Det samlede areal med energiafgrøder er steget fra 7.674 ha i 2012 til 8.790 ha i 2018 (tabel 3.3.1). Areal med pil og oppel steg indtil 2014, hvor etableringstilskuddet til disse afgrøder bortfaldt¹. Areal med lavskov er faldet igennem hele perioden, mens de øvrige typer af energiafgrøder har ligget på et konstant, lavt niveau i hele perioden.

¹ <http://www.skovdyrkerne.dk/om-os/nyheder/nyhed/artikel/tilskuddet-til-energiafgrøderne-fornings/>

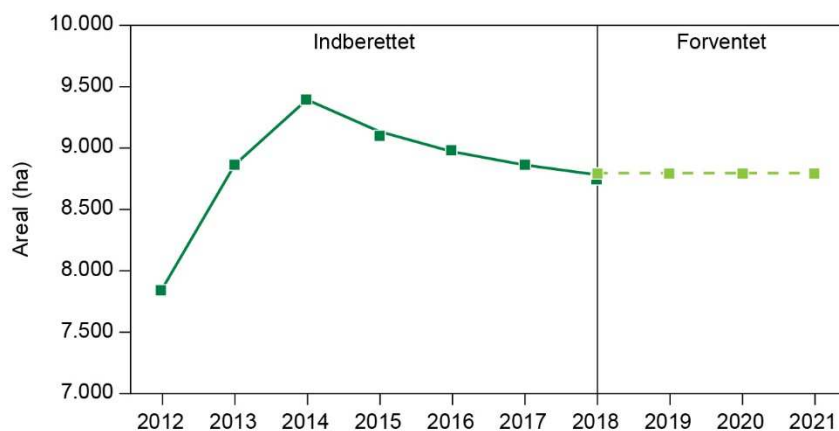
Tabel 3.3.1. Arealet (ha) med forskellige typer af energiafgrøder og samlet areal angivet for perioden 2012-2018. Værdierne inkluderer arealer, der benyttes som alternativ til efterafgrøder og miljøfokusområder (MFO).

	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Lavskov	573	511	439	284	338	288	250
Pil	5.262	5.498	5.630	5.478	5.228	5.117	5.122
Poppel	1.732	2.754	3.226	3.267	3.323	3.356	3.299
Ei	18	15	24	29	25	28	28
Elefantgræs	69	65	69	69	62	69	80
Rørgræs	19	19	11	8	4	9	12
I alt	7.674	8.862	9.398	9.136	8.980	8.866	8.790

Udviklingen frem mod 2021 vil i høj grad afhænge af både marked (flis- og kornpriser) og af miljøpolitik, idet f.eks. målopfyldelse af vandområdeplanerne kan opnås ved tilplantning af omdriftsarealer med flerårige energiafgrøder². Desuden er pileflis et velegnet substrat til minivådområder, og hvis disse konstrueres i et større omfang, kan det skabe et nyt markedstræk for pileflis.

Selvom prisniveauet for træflis er svagt stigende (Danske Fjernvarmeværker, personlig kommentar 2019), er der ikke klare tendenser i markedet, som antyder, at det nuværende stabile arealomfang vil ændre sig markant, og vi antager derfor et uændret areal frem mod 2021. Figur 3.3.1 viser udviklingen i arealet med flerårige energiafgrøder i perioden 2012-2018 samt et estimat for uændret areal på ca. 8.800 ha frem mod 2021.

Figur 3.3.1. Indberettet og forventet total areal (ha) med flerårige energiafgrøder frem mod 2021.



Da flerårige energiafgrøder fra 2011 har kunnet anvendes som alternativ til efterafgrøder, kan der fra energiafgrøder alene regnes med en baseline-effekt ud over den, der allerede er indregnet i efterafgrødeeffekten. I Børgesen et al. (2013) er det opgjort, at energiafgrødearealet anvendt som alternativ til efterafgrøder i 2011 udgjorde ca. 1.100 ha. I 2013 viser udtræk af gødningsregnskabet, at 5.123 ha energiafgrøder har været anvendt som alternativ til efterafgrøder. Da vi ikke har tilsvarende data fra 2012, anvendes gennemsnittet af 2011 og 2013, nemlig

² Børgesen CD, Dalgaard T, Pedersen BF, Kristensen T, Jacobsen BH, Jensen JD, Gylling M, Jørgensen U 2018. Kan reduktionsmålsætninger for nitratudvaskning til Limfjorden opfyldes ved øget dyrkning af biomasse. DCA rapport, Nr. 131, 83 s.

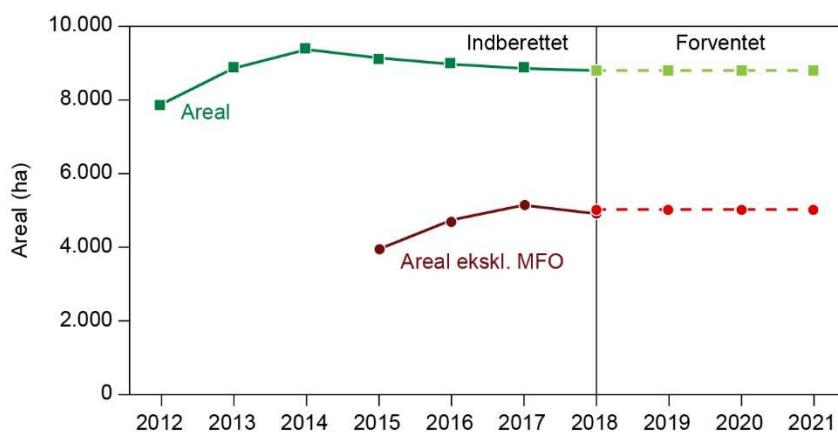
3.116 ha energiafgrøder anvendt som alternativ til efterafgrøder. Fra 2015 har energiafgrøderne kunnet registreres under MFO-forpligtelsen, hvilket vurderes at rumme langt størstedelen af erstatningen for efterafgrødeforpligtelsen. I tabel 3.3.2 er vist andelen af MFO-afgrøder over årene, og i figur 3.3.2 er vist det samlede areal samt arealet eksklusiv MFO. Dette areal lå i 2018 på ca. 5.000 ha og antages at fortsætte på det niveau frem til 2021.

Tabel 3.3.2. Arealet (ha) anmeldt med forskellige typer af MFO-energiafgrøder og samlet areal i perioden 2015-2019. Tallene for 2019 er foreløbige³.

	2015	2016	2017	2018	2019
Lavskov	159	192	147	134	128
Pil	3.391	2.833	2.338	2.469	2.115
Poppel	1.654	1.462	1.238	1.274	1.063
EI	5	1	2	1	1
I alt	5.209	4.488	3.725	3.878	3.306

Med disse forudsætninger var arealet af energiafgrøder, der ikke var anvendt til efterafgrødeforpligtelse, 4.745 ha i 2012 og 4912 ha i 2018, det vil sige en stigning på 167 ha.

Figur 3.3.2. Indberettet og forventet total areal (ha) med flerårige energiafgrøder samt tilsvarende, hvor arealet er reduceret med den andel, der forventes anvendt som alternativ til efterafgrøder frem mod 2021.



Effekt af omlægning af omdriftsarealer til flerårige energiafgrøder

Effekten på kvælstoftabet fra et areal ved omlægning til flerårige energiafgrøder er estimeret til 15-35 kg N pr. ha på lerjord og 40-60 kg N pr. ha på sandjord (Børgesen et al., 2013). På lavbunds- og humusjord er forholdene mere variable end på højbundsjord som følge af forskelle i dræningsgrad, mineraliseringspotentiale og hydrologiske forhold, og det er ikke muligt at give et sikkert estimat for en generel effekt, som kan variere mellem 0 og 100 kg N/ha afhængigt af lokale forhold (Børgesen et al., 2013). Der er i det følgende regnet med dette interval på lavbundsjord.

Stigningen i nettoenergiafgrødearealet fra 2012 til 2018 på 167 ha tænkes fordelt på hovedvandoplande med samme relative jordtypefordeling som det samlede energiafgrødeareal i 2018. Det kan således beregnes, at det samlede

³ https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2019/Opgoerelse_af_afgroedefordelingen_2019.pdf

energiagrødeareal er fordelt på 71% sandjord (JB 1-4); 11% lerjord (JB 5-9); 18% humusjord (JB 11). Herudfra kan beregnes en gennemsnitlig effekt i rodzonen svarende til 30-64 kg N/ha.

Med en stigning i arealet med flerårige energiagrøder, som ikke substituerer en efterafgrødeeffekt på ca. 167 ha i perioden 2012-2018 og tilsvarende i perioden 2012-2021, kan der således forventes en samlet effekt i rodzonen på 5-11 tons N/år igennem hele perioden.

Konklusion

I forhold til vurderingen i Jensen et al. (2014) ligger det samlede energiagrødeareal i 2018 ca. 1.200 ha lavere end estimeret. Arealet anvendt som substitution for efterafgrødekravet i de seneste år svarer stort set til estimeringen i Jensen et al. (2014). Det betyder, at den tidligere estimerede effekt af en netto-stigning på 1.200 ha frem mod 2021 stort set er elimineret.

Vi estimerer nu en stigning på ca. 170 ha siden 2012, hvilket dækker over en usikkerhed pga. manglende data for arealer anvendt som efterafgrødesubstitution i 2012. Hvis værdien for efterafgrødesubstitution fra 2011 anvendes, kan der beregnes et fald i nettoenergiagrødearealet på ca. 1.950 ha. Hvis værdien for efterafgrødesubstitution fra 2013 anvendes, kan der beregnes en stigning i nettoenergiagrødearealet på ca. 2.200 ha.

Vi har justeret den gennemsnitlige effekt af de flerårige energiagrøder ved at anvende den reelle fordeling af afgrøderne på jordtyper i 2018, mens der i Jensen et al. (2014) blev antaget en jævn fordeling over jordtyper. Det har ændret den gennemsnitlige effekt fra 29-54 kg N/ha i 2014 til nu 30-64 kg N/ha, idet en relativt større andel af energiagrøderne er etableret på sand- og lavbundsjord end på lerjord.

Som følge af den begrænsede arealændring fra 2012 til 2018 estimeres kun en effekt på 5-11 tons N/år i 2018 og i 2021, og der foretages ikke en neddeling af effekten på hovedvandoplande.

3.4 Økologisk jordbrug

Troels Kristensen & Jørgen E. Olesen

Der beskrives to forhold i dette afsnit – udvikling i det økologi areal i Danmark og effekt af omlægning fra konventionel drift på udvaskningen.

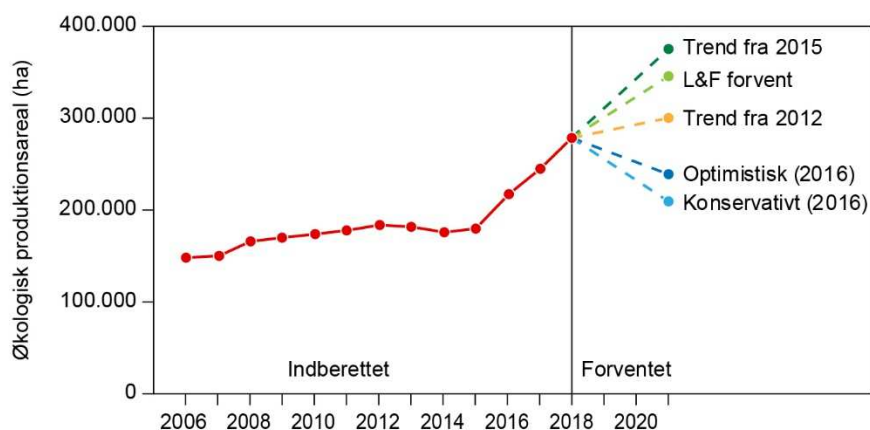
I den første baseline rapport (Jensen et al., 2014) blev det økologiske areal i 2021 estimeret til 270.000 ha bl.a. begrundet i den daværende politiske målsætning om en fordobling af det økologiske areal, mens arealestimatet i Revurdering af baseline (Jensen et al., 2016) blev reduceret til mellem 210.000 (konservativt (2016) i figur 3.4.1) og 240.000 ha (optimistisk (2016) i figur 3.4.1) ud fra stagnationen i det økologiske areal i årene op til 2014.

Som i den oprindelige baseline rapport blev der i Revurdering af baseline og nærværende opdatering af baseline anvendt en effekt af økologisk produktion i forhold til konventionel på 10 til 17 kg N/ha i reduceret udvaskning (Børgesen et al., 2013).

Udvikling i økologisk areal

Udviklingen i omfanget af økologisk dyrket areal i Danmark er vist i figur 3.4.1, hvor det årlige økologiske produktionsareal per 31. maj baseret på indberetninger til Fællesskemaet er angivet for perioden 2006 til 2018. Det sidste år er således data fra 31. maj 2018, som giver arealanvendelsen i driftsåret 2017/2018, her angivet som 2018. Det økologiske produktionsareal udgøres af omlagte arealer, arealer under omlægning og arealer tilknyttet en bedrift med økologisk autorisation, som ikke er omlagt. Den sidste kategori udgjorde i 2018 8.642 ha ud af det samlede produktionsareal på 279.299 ha.

Figur 3.4.1. Udviklingen i det økologiske produktionsareal i Danmark fra 2006 til 2018, samt fremskrivninger til 2021. Kilde: Landbrugsstyrelsen, 2019.



Efter stagnationen frem til og med 2015 er det økologiske areal vokset med 100.000 ha frem til 2018, og en simpel fremskrivning baseret på denne udvikling giver et økologisk areal på 375.000 ha i 2021. Tages der udgangspunkt i 2012 og udviklingen i det økologiske areal i perioden frem til 2018, giver en simpel lineær fremskrivning et økologisk areal på 300.000 ha i 2021. Disse to fremskrivninger kan vurderes i forhold til, at Landbrug og Fødevarer (L&F) har en forventning om, at arealet med økologisk produktion vil udgøre 13 % af det samlede landbrugsareal i 2021, svarende til 350.000 ha.

"Vi ser, at landmænd over hele landet, har lyst til at omlægge til økologi, og at det i høj grad er en udvikling, der er drevet af forbrugerefterspørgsel, for tallene i opgørelsen bekræfter lige præcist den bevægelse, vi ser i salget, hvor forbrugerne putter flere og flere økologiske varer i indkøbskurven," siger økologichef Kirsten Lund Jensen. Kilde: <https://lf.dk/aktuelt/nyheder/2019/marts/oekologisk-areal-og-antal-landmaend-saetter-ny-rekord>

Baseret på ovenstående er der regnet på to scenarier, henholdsvis 300.000 og 375.000 ha økologisk produktionsareal i 2021. Det er således væsentligt mere end selv det optimistiske estimat fra Jensen et al (2016) på 240.000 ha i øget areal fra 2012 til 2021 og de 231.000 ha i Jensen (2014) baseret på fremskrivningen af udviklingen fra 2006 til 2012 i det økologiske areal.

Med udgangspunkt i det økologiske areal i 2012 på 183.000 ha giver det en ændring på henholdsvis 117.000 og 192.000 ha i perioden frem til 2021 begrundet i såvel den faktiske udvikling de seneste år og forventninger fra erhvervet.

Effekt på udvaskning

Som i den oprindelige baseline fra 2014 og den foregående Revurdering af baseline i 2015 anvendes en effekt af økologisk produktion i forhold til konventionel på 10 til 17 kg N/ha i reduceret udvaskning (Børgesen et al., 2013) svarende til en reduktion i 2021 i forhold til 2012 på mellem 1165 og 3250 ton N på landsplan ved henholdsvis den mindste arealændring i kombination med den laveste reduktion i udvaskningen og den største arealændring i kombination med den højeste reduktion i udvaskningen.

Reduktionen i udvaskning fra rodzonen for de fire kombinationer fordelt på oplande ud fra det økologiske produktionsareal i 2012 fremgår af tabel 3.4.1.

Tabel 3.4.1. Effekt af arealændring fra 2012 til 2018 samt af to scenarier for udvikling fra 2012 til 2021 i det økologisk produktionsareal på udvaskning fra rodzonen fordelt på vandoplande ud fra økologisk produktionsareal i 2012 og to estimer for effekt pr. ha, ton N.

Vandopland	Andel øko-areal	Effekt i rodzonen, tons N								
		2018			Scenarie A			Scenarie B		
		10	-	17 kg pr. ha	10	-	17 kg pr. ha	10	-	17 kg pr. ha
1,1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,03	34	-	57	41	-	69	67	-	114
1,2 Limfjorden	0,18	175	-	298	213	-	363	350	-	595
1,3 Mariager Fjord	0,02	21	-	36	26	-	44	42	-	72
1,4 Nissum Fjord	0,06	61	-	103	74	-	125	121	-	206
1,5 Randers Fjord	0,06	56	-	95	68	-	116	112	-	191
1,6 Djursland	0,02	17	-	28	20	-	34	33	-	56
1,7 Århus Bugt	0,02	15	-	25	18	-	30	29	-	49
1,8 Ringkøbing Fjord	0,14	135	-	229	164	-	280	270	-	459
1,9 Horsens Fjord	0,01	10	-	17	12	-	21	20	-	34
1,10 Vadehavet	0,16	156	-	266	190	-	324	312	-	531
1,11 Lillebælt/Jylland	0,05	43	-	74	53	-	90	87	-	147
1,12 Lillebælt/Fyn	0,01	11	-	18	13	-	22	22	-	37
1,13 Odense Fjord	0,01	13	-	22	16	-	27	26	-	44
1,14 Storebælt	0,00	5	-	8	6	-	10	9	-	16
1,15 Det Sydfynske Øhav	0,01	8	-	13	9	-	16	15	-	26
2,1 Kalundborg	0,02	19	-	33	23	-	40	39	-	66
2,2 Isefjord og Roskilde Fjord	0,05	44	-	75	54	-	91	88	-	150
2,3 Øresund	0,01	11	-	19	14	-	23	22	-	38
2,4 Køge Bugt	0,01	7	-	12	8	-	14	14	-	24
2,5 Smålandsfarvandet	0,02	22	-	37	27	-	45	44	-	75
2,6 Østersøen	0,02	14	-	25	18	-	30	29	-	49
3,1 Bornholm	0,01	7	-	11	8	-	14	13	-	22
4,1 Vidå-Kruså	0,08	74	-	125	90	-	153	147	-	250
Hele landet	1,00	960	-	1632	1165	-	1980	1912	-	3250

Note: Merareal i forhold til 2012: 2018: 96.000 ha; Scenarie A: 117.000 ha; B: 192.000 ha.

Estimaterne for ændringer i udledningen pr. ha ved overgang fra konventionel drift til økologisk drift er baseret på fordelingen af økologisk drift på driftsgrene, som var gældende i perioden op til 2013. Både i 2012 (Landbrugsstyrelsen, 2013) og i 2018 (Landbrugsstyrelsen, 2019) udgjorde mælkeproduktion den største andel af det samlede økologiske produktionsareal svarende til 38 % i begge år. Trods samme fordeling af den økologiske produktion på driftsgrene kan der dog

være forskelle på effekten pga. ændringer i såvel den konventionelle produktion, der omlægges, og den økologiske produktion i 2012 sammenlignet med 2018 og 2021. En nærmere udredning heraf er uden for denne rapport, men det stigende omfang af økologisk produktion og de ændringer, der løbende er i såvel de konventionelle som økologiske produktionsmetoder, betyder, at en analyse heraf kunne være relevant for at opdatere og eventuelt nuancere effekten af omlægning til økologisk produktion på udvaskningen. Problemstillingen er nærmere diskuteret i notat til Landbrugsstyrelsen af Olesen et al (2019).

Konklusion

Det økologiske areal forventes at stige fra 183.000 ha i 2012 til mellem 300.000 og 375.000 ha i 2021. Dette medfører en reduktion i udvaskningen fra rodzonen 2021 i forhold til 2012 på mellem 1165 og 3250 ton N på landsplan. Dette er en væsentlig stigning i økologisk areal og dermed højere effekt end fundet i Revurdering af baseline i 2015, hvor arealændringen blev estimeret til 17.000 ha og effekten i rodzonen til en reduktion i kvælstofudvaskningen på mellem 285 og 1000 ton N/år.

3.5 Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald

Peter Sørensen og Birger Faurholt Pedersen

Ved Revurdering af baseline i 2015 (Jensen et al. 2016) blev den samlede effekt af øget bioforgasning i perioden 2013-2021 vurderet til at reducere N-udvaskningen med 1293 tons N i rodzonen ved tilpasset N norm (normer ved økonomisk optimum gennemført efter 2016). Dette estimat var baseret på effektberegninger fra Sørensen og Børgesen (2015) samt antagelser om reduceret anvendelse af handelsgødning som følge af, at udnyttelseskravet for afgasset gødning er lavere end den opnåelige udnyttelse. Den opnåelige effekt er vurderet til at være 5-8 % point højere end det nuværende udnyttelseskrav (Sørensen og Børgesen, 2015). Estimatet i Revurdering af baseline blev baseret på, at 80 % af den afgassede gødning anvendes på sandjord, og i det følgende bruges samme forudsætning. Fordelingen af gødning på sandjord er baseret på en opgørelse af husdyrgødning udbragt på sandjord og lerjord i de enkelte oplande og en antagelse om, at bioforgasning har samme fordeling som den samlede fordeling af husdyrgødning. Det blev endvidere antaget, at der vil ske en jævn stigning i andelen af biogasbehandlet gødning fra 7 % i 2012 til 19 % i 2021. Ved Revurdering af baseline blev der regnet på langtidseffekten af biogas, mens der for andre tiltag blev regnet på en 5-10 årig effekt. I det følgende har vi derfor også valgt kun at indregne en 10 årig effekt.

Ved bioforgasning sker der en omsætning af organisk bundet N i gødningen til mineralsk N, og da der generelt er en større udvaskning af kvælstof fra organisk bundet N, der løbende mineraliseres, end fra mineralsk N tilført om foråret, kan der i de efterfølgende år forventes en lavere udvaskning fra den afgassede gødning i forhold til ubehandlet gødning (Jensen et al. 2016). Ved Revurdering af baseline i 2015 blev der imidlertid ikke taget højde for, at mængden af N i input og output fra biogasanlæg, der angives i gødningsregnskaber, ikke altid er ens. Det skyldes, at anlæg kan anvende normtal for kvælstofindhold i input, mens mængden af N i den afgassede gødning kan estimeres ud fra aktuelle kemiske analyser (min 12 stk. pr. år) og mængden af afgasset gødning (tons), der afsættes. Normalt antages tab af N med gassen at være uden betydning, men et lille tab af ammoniak fra den lagrede gødning må forventes. Vi har hentet de nyeste data fra Landbrugsstyrelsen med N-input og N-output registreret på de enkelte biogasanlæg (tabel 3.5.1). I gødningsåret

2016-2017 var der et samlet input på 34.087 tons N svarende til 15,7 % af den samlede mængde N i husdyrgødning. Ved samlet opgørelse af alle anlæg var output 15 % lavere end input med meget stor variation mellem anlæggene. I 2016-2017 skete der imidlertid en kraftig udvidelse af kapaciteten på anlæg, der kan betyde, at lagre har været under opbygning. Udtræk af data udelukkende fra anlæg med næsten ens N-input i 2015-2016 og 2016-2017 viste en større overensstemmelse mellem N-input og N-output, og her var N-output gennemsnitligt 4,3 % lavere end N-input. I det følgende er antaget, at der i gennemsnit vil være 4,3 % mindre N, der forlader anlæg, end der kommer ind (på papiret, men sandsynligvis ikke i virkeligheden).

Tabel 3.5.1. Samlet kvælstof input og output registret på biogasanlæg i gødningsåret 2016-17 og den registrerede udnyttelsesprocent (Udtræk af data fra Landbrugsstyrelsen) samt beregnet effekt af den fiktive forskel mellem N input og output (ved beregning af gødningsregnskab) ved en gennemsnitlig marginaludvaskning på 18 %

Gødningsperiode 2016-17	Alle biogasanlæg	Anlæg uden stor ændring i N input i perioden 2016-2017
N-input, tons N/år	34087	20658
N-output, tons N/år	29046	19765
Differens Input - output, tons N/år	5041	893
Differens Input - output, %	15	4,3
Vægtet udnyttelsesprocent	63	56
Marginaludvaskning (handelsgødning, %)	18	18
Øget N udvaskning, tons N/år	575	91
Øget N udvaskning kg N/kg N-input	0,0169	0,0044
Andel af al husdyrgødning afgasset (% af N)	15,7	9,5

Det må anbefales at dette forhold mellem N input og N output på biogasanlæg revurderes, når der foreligger nyere data (end 2016-17) fra gødningsregnskaberne. Det er denne mængde, som landbrugsbedrifter anvender som grundlag, når de tildeler gødning. Det betyder, at der gennemsnitligt kan anvendes lidt mere handelsgødning, når gødningen har passeret biogasanlægget, idet udnyttelsesprocenten er den samme før og efter afgang (udnyttelsesprocenten beregnes ud fra et vægtet gennemsnit af udnyttelsesprocent i de gødninger og biomasser biogasanlægget modtager). Den øgede kvote medfører øget udvaskning og er beregnet med antagelse af en marginaludvaskning på 12 % på lerjord og 24 % på sandjord, gennemsnitligt 18 % (Sørensen og Børgesen, 2015). Denne effekt af øget kvote efter afgang var ikke medregnet i Revurderingen af baseline (Jensen et al., 2016).

Efter behandling i biogasanlæg har gødningen et højere potentiale for gødningsvirkning. Ved Revurderingen af baseline blev det antaget, at landmænd ville tage højde for den højere gødningsvirkning og tilføre mindre handelsgødning, hvis der blev indført N-kvoter på det økonomisk optimale niveau, som det skete med implementeringen af landbrugspakken fra 2017. Denne antagelse blev lavet med forventning om, at landmænd vil gøde til det økonomisk optimale niveau.

Tabel 3.5.2. Ekspertskøn for gennemsnitlig udvaskningsfaktor for kvælstof frigivet i perioden marts-juli og perioden august-februar ved forskellig type efterårsbevoksning. Den gennemsnitlige udvaskning er vægtet i forhold til fordelingen af afgrødetyper i 2018, og det er antaget, at 50% af mineraliseringen sker i perioden marts-juli.

Afgrødetype om efteråret	Areal (%)	Udvaskningsfaktor for mineraliseret N (%)		Vægtning	
		Mar-Jul	Aug-Feb	Mar-Jul	Aug-Feb
Bar jord/spildkorn	23,1	20	60	4.6	13.8
Efterafgrøder	15,4	20	40	3.1	6.2
Græs	24,3	20	30	4.9	7.3
Vinterraps	6,6	20	30	1.3	2.0
Vintersæd	30,6	20	50	6.1	15.3
Vægtet udvaskning				20	45
Andel mineralisering (%)				50	50
Vægtet udvaskning fra mineraliseret N (%)					32
Udvaskning mineralsk N tilført forår %					18
Udvaskning fra mineraliseret N/udvaskning fra mineralsk N forår					1,8

Der blev imidlertid ikke taget højde for, at gødskning under kvoten kan ombyttes til et mindre areal med efterafgrøder. Dette fungerer i praksis ved, at jordbrugere automatisk får en kvotereduktion, hvis de registrerer mindre efterafgrøder end krævet. Samkøring af data for kvotereduktion på bedrifter med afgasset gødning og arealer, der modtager ubehandlet husdyrgødning, har vist, at hyppigheden af kvotereduktion er ca. 10 gange større på arealer med afgasset gødning. Kvotereduktionen justeres automatisk ud fra arealet registreret med efterafgrøder på den enkelte bedrift. Det tyder på, at en del landmænd vælger at konvertere uudnyttede kvoter til reduktion i efterafgrøder. Dermed neutraliseres effekten på N udvaskning af reduceret N-tilførsel ved afgasning, idet et mindre forbrug af N, og dermed reduceret udvaskning, modsvares af øget udvaskning ved mindre brug af efterafgrøder. Det er ikke muligt at udtrække det samlede omfang heraf, idet vi kun kan isolere bedrifter, der udelukkende modtager afgasset gødning. Det vurderes her, i modsætning til tidligere (Jensen et al. 2016), at bioforgasning kun i ubetydeligt omfang medfører uudnyttet N-kvote (reduktion i gødning) uden samtidig reduktion i efterafgrøder, og der indregnes derfor ikke en effekt af reduceret handelsgødning i det følgende. Dette kan også forventes at være en driftsøkonomisk optimal strategi, idet der dermed kan spares penge på etablering af efterafgrøder og evt. ændringer i sædskifte i forbindelse med efterafgrøder.

Som det fremgår af ovenstående, kan effekten af biogas på N-udvaskning opdeles i 3 separate effekter:

- a) Reduktion i organisk N, der medfører lavere udvaskning på længere sigt.
- b) Nedskrivning af mængden af N i afgasset gødning (på papiret), der giver mulighed for at bruge mere handelsgødning og dermed øget N-udvaskning.
- c) Højere tilgængelighed af N i afgasset gødning end udnyttelseskrav, der potentielt kan medføre mindre brug af handelsgødning og dermed mindre udvaskning. Men med nuværende regler forventes denne effekt neutraliseret af reduceret etablering af efterafgrøder (øget udvaskning).

Der er som nævnt sket en kraftig udbygning af biogasanlæg de senere år, men det er politisk besluttet, at den økonomiske støtte til biogas reduceres for anlæg, hvor byggeri ikke er opstartet ved udgangen af 2019. Det forventes i praksis at betyde, at der ikke opstartes nye byggeprojekter med biogas efter 2019. På den baggrund fastholdes, at det kan forventes at 19 % af husdyrgødning behandles i 2021. På baggrund af registrerede input af N til biogasanlæg i 2016-17 (tabel 3.5.1) er det skønnet, at 16 % af den producerede husdyrgødning blev afgasset ved starten af 2018.

Ved beregning af udvaskning fra bioforgasset og ubehandlet husdyrgødning er der anvendt en udvaskningsfaktor for mineraliseret kvælstof, der er sat i forhold til udvaskningen fra kvælstof i handelsgødning tilført om foråret, der beregnes med NLES-modellen. Sørensen og Børgesen (2015) antog, at udvaskningen fra mineraliseret N er dobbelt så høj (= faktor 2) i forhold til mineralsk N tilført om foråret, idet frigivelsen af det organisk bundne N også sker i perioder uden afgrøder på marken. Udvasningsfaktoren på 2 blev bl.a. baseret på udvasningsforsøg med 15N-mærket organisk gødning samt på tidligere simuleringer med FASSET-modellen. Sørensen og Børgesen (2015) anførte dog også, at der er betydelig usikkerhed på denne faktor. For at kvalificere udvasningsfaktoren er der i det følgende lavet en alternativ beregning af udvasningsfaktoren baseret på ekspertskøn for forventet kvælstofudvaskning i forskellige afgrødetyper for kvælstof, der frigives i henholdsvis forårs- og sommer- perioden og i efterårs- og vinterperioden (tabel 3.5.2). Ud fra den aktuelle fordeling mellem afgrødetyper er der så beregnet en gennemsnitlig udvaskning fra mineraliseret N, og denne kan relateres til den gennemsnitlige marginaludvaskning fra mineralsk N baseret på NLES-modellen. Ved denne beregning fandtes et forhold på 1,8 mellem udvaskning fra mineraliseret N og udvaskning fra tilført mineralsk N (tabel 3.5.2). Når usikkerheden ved denne beregning tages i betragtning, giver det ikke anledning til at ændre på den hidtil anvendte faktor på 2, der bl.a. er anvendt ved beregning af effekten af bioforgasning.

Udvasningsfaktoren for mineraliseret N vil være afhængig af efterårsbevoksningen og kan dermed også ændre sig i fremtiden. Den gennemsnitlige effekt af bioforgasning på reduktion i N-udvaskning over en 10 årig horisont er estimeret til 1,5 kg N per 100 kg N i behandlet husdyrgødning (tabel 3.5.3). Effekten skyldes det reducerede indhold af organisk N i gødningen, men denne effekt modvirkes i nogen grad af forskellen i N-input og N-output. Effekten af ændret bioforgasning i perioden 2013 til 2018 er beregnet for hver enkelt opland under hensyntagen til fordeling mellem sandjord og lerjord i tabel 3.5.4 (mængde i tabel 3.5.4 og faktor fra tabel 3.5.3).

Tabel 3.5.3. Effekter af bioforgasning på reduktion i N-udvaskning på kortere (10 år) og længere sigt (50 år) beregnet af Sørensen og Børgesen (2015) samt effekt af gennemsnitligt reduceret N-output i forhold til N-input på anlæg angivet som kg N/100 kg N i husdyrgødning. Estimerer er vist for sandjord med høj nedbør og lerjord med lav nedbør samt vægtet gennemsnit (20 % på lerjord og 80 % på sandjord).

Komponent	Lerjord		Sandjord		Vægtet gns. ler- og sandjord	
	10 år	50 år	10 år	50 år	10 år	50 år
Effekt af bioforgasning *	1,2	1,8	2,2	3,4	2	3,08
Effekt af reduceret N-output fra anlæg	-0,3	-0,3	-0,6	-0,6	-0,54	-0,54
Samlet effekt	0,9	1,5	1,6	2,8	1,5	2,5

* 75% kvæggylle og 25% dybstrøelse Sørensen og Børgesen 2015.

Tabel 3.5.4. Reduktion i N-udvaskning fra rodzonen set over en 10 årig horisont som følge af den forventede forøgede anvendelse af bioforgasning i perioden 2013 til 2018. Effekten af bioforgasning er fordelt på vandoplade og jordtyper på grundlag af registreret fordeling af husdyrgødning i 2011.

Vandopland	1000 tons udbragt N i husdyrgødning, samt andel pr. opland		Lerjord andel	Sandjord andel	Effekt i rodzonen af øget biogas 2013-18		
	gns tons N	min tons N			max tons N		
1,1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	13.9	0,06	0.00	1.00	20.0	0	40.0
1,2 Limfjorden	53	0,23	0.00	1.00	76.3	0	152.6
1,3 Mariager Fjord	3.2	0,01	0.00	1.00	4.6	0	9.2
1,4 Nissum Fjord	10.7	0,05	0.00	1.00	15.4	0	30.8
1,5 Randers Fjord	15.2	0,07	0.02	0.98	21.7	0	43.4
1,6 Djursland	3.8	0,02	0.01	0.99	5.4	0	10.9
1,7 Århus Bugt	2.3	0,01	0.47	0.53	2.6	0	5.3
1,8 Ringkøbing Fjord	22.4	0,10	0.00	1.00	32.2	0	64.5
1,9 Horsens Fjord	3.9	0,02	0.55	0.45	4.3	0	8.5
1,10 Vadehavet	33.9	0,15	0.00	1.00	48.7	0	97.5
1,11 Lillebælt/Jylland	12.6	0,06	0.56	0.44	13.7	0	27.4
1,12 Lillebælt/Fyn	5.5	0,02	0.47	0.53	6.3	0	12.6
1,13 Odense Fjord	5.2	0,02	0.42	0.58	6.1	0	12.2
1,14 Storebælt	2.2	0,01	0.64	0.36	2.3	0	4.6
1,15 Det Sydfynske Øhav	3.3	0,01	0.73	0.27	3.2	0	6.5
2,1 Kalundborg	2.8	0,01	0.59	0.41	3.0	0	6.0
2,2 Isefjord og Roskilde Fjord	3.9	0,02	0.48	0.52	4.4	0	8.9
2,3 Øresund	0.5	0,00	0.18	0.82	0.7	0	1.3
2,4 Køge Bugt	1.3	0,01	0.84	0.16	1.2	0	2.4
2,5 Smålandsfarvandet	8.6	0,04	0.77	0.23	8.2	0	16.4
2,6 Østersøen	2.5	0,01	0.77	0.23	2.4	0	4.8
3,1 Bornholm	3.2	0,01	0.85	0.15	2.9	0	5.8
4,1 Vidå-Kruså	13.9	0,06	0.05	0.95	19.6	0	39.2
Hele landet	228	1,00			305	0	611

Den samlede reduktion i N-udvaskning er her beregnet til 305 tons N fra rodzonen med en skønnet usikkerhed på +/- 305 tons N. Den store relative usikkerhed skyldes, at der både er faktorer, der trækker op og ned, og den samlede effekt derfor fremkommer som en differens. Det er effekten efter 10 år med bioforgasning, der er beregnet, mens effekten, der vil kunne måles i 2018, vurderes at være tæt på 0, idet effekten, der giver øget udvaskning (reduceret N-output), virker fra første år, mens effekten af reduceret organisk N, der giver reduceret udvaskning, virker langsommere. Effekten af ændret bioforgasning i perioden 2013 til 2021 er ligeledes beregnet for hvert enkelt opland under hensyntagen til fordeling mellem sandjord og lerjord i tabel 3.5.5. Den samlede reduktion i N-udvaskning er på 407 tons N med en skønnet usikkerhed på +/- 407 tons N. Effekten af biogasanlæg etableret før 2013 er ikke indregnet i ovenstående.

Tabel 3.5.5. Reduktion i N-udvaskning fra rodzonen set over en 10 årig horisont som følge af den forventede forøgede anvendelse af bioforgasning i perioden 2013 til 2021. Effekten af bioforgasning er fordelt på vandoplande og jordtyper på grundlag af registreret fordeling af husdyrgødning i 2011.

Vandopland		1000 tons udbragt N i Lerjord an-			Sandjord andel	Effekt i rodzonen af øget biogas 2013-21		
		husdyrgødning, samt andel pr. opland	del			gns tons N	min tons N	max tons N
1,1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	13.9	0,06	0.00	1.00	26.7	0	53
1,2	Limfjorden	53	0,23	0.00	1.00	101.7	0	203
1,3	Mariager Fjord	3.2	0,01	0.00	1.00	6.1	0	12
1,4	Nissum Fjord	10.7	0,05	0.00	1.00	20.5	0	41
1,5	Randers Fjord	15.2	0,07	0.02	0.98	28.9	0	58
1,6	Djursland	3.8	0,02	0.01	0.99	7.3	0	15
1,7	Århus Bugt	2.3	0,01	0.47	0.53	3.5	0	7
1,8	Ringkøbing Fjord	22.4	0,10	0.00	1.00	43.0	0	86
1,9	Horsens Fjord	3.9	0,02	0.55	0.45	5.7	0	11
1,10	Vadehavet	33.9	0,15	0.00	1.00	65.0	0	130
1,11	Lillebælt/Jylland	12.6	0,06	0.56	0.44	18.3	0	37
1,12	Lillebælt/Fyn	5.5	0,02	0.47	0.53	8.4	0	17
1,13	Odense Fjord	5.2	0,02	0.42	0.58	8.2	0	16
1,14	Storebælt	2.2	0,01	0.64	0.36	3.0	0	6
1,15	Det Sydfynske Øhav	3.3	0,01	0.73	0.27	4.3	0	9
2,1	Kalundborg	2.8	0,01	0.59	0.41	4.0	0	8
2,2	Isefjord og Roskilde Fjord	3.9	0,02	0.48	0.52	5.9	0	12
2,3	Øresund	0.5	0,00	0.18	0.82	0.9	0	2
2,4	Køge Bugt	1.3	0,01	0.84	0.16	1.6	0	3
2,5	Smålandsfarvandet	8.6	0,04	0.77	0.23	10.9	0	22
2,6	Østersøen	2.5	0,01	0.77	0.23	3.2	0	6
3,1	Bornholm	3.2	0,01	0.85	0.15	3.9	0	8
4,1	Vidå-Kruså	13.9	0,06	0.05	0.95	26.1	0	52
Hele landet		228	1,00			407	0	814

Øget anvendelse af organisk affald i biogasanlæg, f.eks. i stedet for forbrænding, medfører også en forventet øget N-udvaskning (Sørensen og Børgesen, 2015; Jensen et al. 2016). Den øgede udvaskning skyldes bl.a., at der samlet set tilføres mere kvælstof til landbrugsarealet, idet udnyttelseskravet til N i affaldet kun er 40 % i forhold til den handelsgødning, den erstatter. Denne effekt må tilskrives ønsket om øget recirkulering og er ikke en effekt af bioforgasning i sig selv (Jensen et al., 2016). I nogle tilfælde vil den øgede mængde recirkuleret affald blive komposteret og ikke anvendt til biogas. Effekten er derfor ikke medregnet her i effekten for biogas.

Effekt af organisk affald

For gødningsåret 2016-17 er der på biogasanlæg registreret en modtagelse af N i kildesorteret dagrenovation og lignende på 636 tons N og 178 tons N i organisk affald fra industri, svarende til i alt 814 tons N i organisk affald. Ved anvendelse af samme forudsætninger som Sørensen og Børgesen (2015) kan øget anvendelse af affald forventes at medføre en stigning i N-udvaskning svarende til ca. 11 % af N i affaldet på lerjord og 22 % på sandjord (tabel 3.5.6). I tabel 3.5.6 er anvendt et scenarie fra Sørensen og Børgesen (2015) med øget

tilførsel af energifgrøde (majsensilage). Det vurderes, at tilførsel af ekstra affald til biogasanlæg vil have tilnærmelsesvis samme effekt som beregnet for ekstra tilførsel af majsensilage, og at ca. 60 % af kvælstof i affald omdannes til ammonium i biogasanlæg (Tampio et al., 2016). Den gennemsnitlige effekt af 814 tons N i affald kan således forventes at være en øget N-udvaskning på ca. 134 tons N fra rodzonen (16,5 % af 814 tons N) ved lige fordeling mellem sandjord og lerjord. Det er usikkert, hvor stor en andel heraf der allerede blev anvendt i 2012, men i 2013-14 er registreret tilførsel af 194 tons N i organisk affald fra husholdning m.m. (ikke nærmere opdelt). Effekten af den ændrede tilførsel af organisk affald fra 2013-14 til 2016-17 er en øget udvaskning på 102 tons N $((814 \text{ tons N} - 194 \text{ tons N}) \times 16,5\% = 102)$. Usikkerheden herpå skønnes til +/- 51 tons N. Det må antages, at dette også er ændringen fra 2012 til 2018. Det forventes, at udnyttelsen af affald som afgasset gødning vil ske ligeledes fordelt på sandjord og lerjord, idet størstedelen af affaldet produceres i de tættest befolkede områder i den østlige del af Danmark.

Tabel 3.5.6 Beregning af øget N udvaskning (10 års perspektiv) ved øget anvendelse af organisk affald i biogasanlæg ved et udnyttelseskrav på 40% for affald.

	Lerjord	Sandjord	Gns ler og sand
Tilført N med affald (kg N/ha)	38.6	38.6	
Øget N udvaskning (kg N/ha)*	4.4	8.3	
Udnyttelseskrav affald (%)	40	40	
Netto øget N-udvaskning (kg N/kg N i affald)	0.114	0.215	0.165

* Effekter for majs til kvæggylle (Sørensen og Børgesen, 2015)

Miljøstyrelsens affaldsfremskrivningsmodel, FRIDA, opdeler affaldet i husholdningsaffald, affald fra serviceerhverv og affald fra erhverv, der ikke er serviceerhverv (tabel 3.5.7). Ifølge beregninger i denne model sker der kun ubetydelige ændringer i mængden af genanvendeligt organisk affald i perioden fra 2015 til 2021. Fremskrivningen i FRIDA bygger på historiske trends koblet sammen med data fra den makroøkonomiske model ADAM, der anvendes af Finansministeriet. Tabel 3.5.7 viser, at der i 2021 er et potentiale for genanvendelse af affald på 960 tons N. Mængden af kildesorteret affald, der kan anvendes i biogasanlæg, forventes at stige lidt i de kommende år. Det vurderes, at hele potentialet på 960 tons N vil blive udnyttet i 2021, og stigningen fra 2016-17 til 2021 på 146 tons N kan give en yderligere stigning i udvaskningen, så den samlede stigning i udvaskning fra 2012 frem til 2021 vil være på 126 tons N +/- 63 tons N fra rodzonen, dvs. i en merudvaskning af kvælstof på mellem 60 og 180 ton N/år. Det er ikke muligt at opdele denne effekt på oplande, da det er meget usikkert, hvor gødningen vil blive udbragt.

Tabel 3.5.7. Fremskrevne mængder af genanvendeligt organisk affald ifølge Miljøstyrelsens affaldsmodel FRIDA (Mikkel Clausen, Miljøstyrelsen, personlig meddelelse) og beregnet indhold af kvælstof i genanvendeligt affald.

Affald	%TS*	% N i TS*	1000 tons	1000 tons	Tons N	Tons N
			2015	2021	2015	2021
Organisk affald (husholdninger)	40	1.9	39	42	296	319
Organisk affald (serviceerhverv)	40	1.9	77	74	585	562
Organisk affald (erhverv, bortset fra service)	40	0.15	135	130	81	78
I alt					963	960

*Tørstof i affald og % N i affald baseret på Oelofse et al (2013) og Poulsen et al. (2019).

Konklusion

Effekten af ændret bioforgasning i perioden 2013 til 2021 er estimeret til en reduktion i udvaskningen på 407 tons N +/- 407 tons N over en 10 årig horisont. Dette estimat er betydeligt lavere end de 1293 tons N estimeret ved Re-vurdering af baseline i 2015. Det skyldes hovedsagligt 3 faktorer:

- Der er her regnet med en tidshorisont på 10 år mod tidligere 50 år.
- Der er nu indregnet en effekt af reduceret N-output i forhold til N-input (fiktiv reduktion af N der sker i gødningsregnskabet).
- Effekt af reduceret anvendelse af handelsgødning som følge af højere gødningsevirkning i afgasset gødning neutraliseres af reduktion i etablerede efterafgrøder (ved normreduktion).

Øget genanvendelse af organisk affald fra 2013 til 2021 forventes at øge N-udvaskningen med 126 tons N +/- 63 tons N over en 10 årig horisont.

3.6 MVJ ordning (Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger)

I Fastsættelse af baseline 2021 oplyste den daværende Naturerhvervsstyrelse, at ordningerne for det daværende MVJ-areal på ca. 117.000 ha forventedes at fortsætte frem til 2021. Der blev derfor ikke indregnet en effekt af MVJ-ordninger i baseline 2021. Kvalitativ beskrivelse af MFO/Greening effect - se *Notat om effekt af Cap13+ reformen*. https://pure.au.dk/portal/files/129464878/Endelig_CAP13_rapport_ver3.pdf. Effekt af MFO blev vurderet særskilt i kvælstofregnskabet for Fødevarer- og landbrugspakken og skal derfor ikke indgå i denne revision af baseline. En mulig effekt af MVJ for årene 2013-14 vurderes at være under bagatelgrænsen på 100 t N. MVJ inkluderes derfor ikke i opdateringen af baseline 2021.

3.7 Miljøgodkendelser og husdyrregulering

Tina Houlborg & Gitte Blicher-Mathiesen

Siden 2007 har der været stillet særlige krav om udlægning af ekstra efterafgrøder eller andre virkemidler på arealer, hvor mængden af udbragt husdyrgødning har været stigende, for at modvirke at øget animalsk produktion medførte utilsigtet merudledning af ammoniak og næringsstoffer. I 2013, som er startåret for baselineperioden, blev miljøgodkendelser af husdyr forvaltet efter en godkendelsesprocedure fra 2006, da kommunerne overtog administrationen af husdyrgodkendelser fra amterne.

I administrationen af øgede husdyr blev reguleringen af miljøgodkendelser vurderet ift., om arealer lå i oplande til Natura2000 områder og oplande til kvælstofsårbare kystvande, og derfor afhang reguleringen af, hvilket kystopland husdyrbruget var placeret i. Oplandene var dengang defineret i 4 nitratklasser. Nitratklasserne regulerer nitratudvaskningen ved miljøgodkendte arealer, hvor der højest blev udbragt husdyrgødning svarende til en foruddefineret procentdel af de generelle harmoniregler. De 4 nitratklasser var:

- Nitratklasse 0: ingen regulering.
- Nitratklasse 1: 85 % af de generelle harmoniregler regler.
- Nitratklasse 2: 65 % af de generelle harmoniregler regler.
- Nitratklasse 3: 50 % af de generelle harmoniregler regler.

De generelle regler for kvægbrug var dengang 1,7 DE ha⁻¹ og 1,4 DE ha⁻¹ for øvrige brug. Det var imidlertid muligt for ansøgerne at have et højere husdyrtryk end de skærpede harmonikrav, jf. nitratklasserne, hvis der blev etableret virkemidler, der bragte udvaskningen ned på samme niveau, som hvis de skærpede harmonikrav var overholdt. Følgende virkemidler kunne anvendes:

- Ekstra areal med efterafgrøder.
- Krav om reduceret kvælstofnorm.
- Krav om ændret standardsædskifte.

Reglerne om skærpede harmonikrav blev erstattet ved planperioden 2017/2018 af den nye husdyrregulering.

Status for miljøgodkendelser givet i perioden 2007-2013

I en opgørelse fra Aarhus Universitet fra 2015 (Rolighed & Blicher-Mathiesen, 2015) er der undersøgt 3791 husdyrgodkendelser, som blev godkendt ifølge Lov om miljøgodkendelse m.v. af husdyrbrug, 2006. Loven foreskrev, at husdyrproduktion skulle ske på et bæredygtigt grundlag, så der blev værnet om natur, miljø og landskab. Godkendelserne blev givet efter § 11 og § 12 samt 1859 husdyrgodkendelser efter § 16, som omfattede 1,35 mio. DE og 816.000 ha landbrugsareal.

Godkendelser, som indgår i opgørelsen, indbefatter:

- § 11-godkendelser, som gives til udvidelse på husdyrbrug på 75 til 250 DE.
- § 12-godkendelser, som gives til udvidelse på husdyrbrug på 250 DE eller derover.
- § 16-godkendelser, som gives til udbringningsarealer, hvor det vurderes, at de generelle miljøregler ikke er tilstrækkelige til at undgå væsentlig virkning på miljøet.

Godkendelserne er givet i perioden 1. januar 2007 til 31. december 2013. 40 % af de godkendte arealer lå i nitratklasser, heraf 10 % i nitratklasse 1, 16 % i nitratklasse 2 og 14 % i nitratklasse 3. Samlet var der i de undersøgte godkendelser stillet krav om ekstra efterafgrøder på ca. 18.700 ha, som svarede til 2 % af det godkendte areal. Fordeling af efterafgrøder blev estimeret til ca. 64 % på nitratklasser og ca. 36 % i grundvandsbeskyttelseszone for krav om efterafgrøder, som ikke var givet som konsekvens af planteavlsreglen, der definerede at husdyrbrug i Natura2000-områder med stigende husdyrtryk, skulle have et udvaskningsniveau efter husdyrudvidelsen svarende til udvaskningsniveauet for et planteavlsbrug. Effekten af efterafgrøder er knyttet til jordtype, men også til mængden af nedbør.

Det har ikke været muligt at opgøre effekten i forhold til både jordtype og nedbør. Reduktionseffekten af efterafgrøder blev derfor gennemsnitligt sat til 35 kg N ha⁻¹ (Eriksen et al., 2014), idet det blev antaget, at alle udvidelser skete på ejendomme med mere end 0,8 DE ha⁻¹. Herved blev effekten af skærpede harmonikrav, grundvandsbeskyttelse, indførelse af planteavlsreglen samt reduktion i bedrifternes kvælstofkvote opgjort til en udvaskningsreduktion i rodzonen på 690 tons N for perioden 2007-2013, som det fremgår af tabel 3.7.1. I året 2013 alene er der givet godkendelser på ca. 90.000 DE og 60.000 ha, som udmøntes i en effekt på ca. 100 tons N.

Tabel 3.7.1. Oversigt over husdyrgodkendelser og effekt på udvaskning for perioden 2007-2013 samt for baselineperioden 2013-2021.

Effekt af husdyrgodkendelser for 1.350 DE i perioden 2007-2013, året 2013 alene og perioden 2007-2012 før start på baselineperioden

	År for godkendelser	Dyreenheder, der har været igennem godkendelser (1000 DE)	Efterafgrøder (ha)	Norm-reduktion (t N)	Samlet effekt (t N)	Baseline fremskrivnings effekt af husdyrgodkendelser [690 t N/1,35 mio. DE] (t N/DE)
A	2007-2013	1.350	18.700	169	690	
B	2013	90			100	
A-B	2007-2012	1.260			590	
Effekt af husdyrgodkendelser for 510 DE i perioden 2014-2021, 2013 og 2013-2021						
C	2014-2021	510			260	0,511
B	2013	90			100	
C-B	2013-2021				360	

Effekt af husdyrgodkendelser 2013-2021 i Revurdering af baseline

I Nielsen et. al., 2014, blev der gennemført en fremskrivning af det forventede antal miljøgodkendelser i perioden 2011-2035. Interpoleres denne fremskrivning for de forskellige husdyrtyper, fås en godkendelsesfrekvens på ca. 25 % i perioden 2013-2021. I runde tal omfatter det således ca. 600.000 DE og 475.000 ha. Bruges der i godkendelserne samme frekvens af virkemidler som i perioden 2007-2013, udgør effekten af skærpede harmonikrav (Nitratklasser), grundvandsbeskyttelse, reduktion af bedrifternes kvote samt planteavlregel under miljøgodkendelsesordningen en reduktion på ca. 260 tons N ved godkendelse af 510.000 DE for perioden 2014-2021 (tabel 3.7.1).

Effekt af husdyrgodkendelser for perioden 2013-2021 blev således ca. 360 tons N. Da dele af effektberegningen bygger på antagelser frem for egentlige data, er der en forholdsvis stor usikkerhed tilknyttet analysen. I opgørelsen er kun medtaget effekter som følge af krav om ekstra efterafgrøder samt reduceret kvælstofnorm på bedrifterne. Krav til særlige sædskifter vil også kunne bidrage til effekten, men har ikke kunnet kvantificeres i opgørelsen. Fordelingen af prognosen for effekt af virkemidler givet i forbindelse med husdyrgodkendelser blev i "Revurdering af baseline", 2015, tabel 3.7.2, vægtet i forhold til summen af kvæg- og svine-DE i 2012 fordelt på de 23 hovedvandoplande.

Ny husdyrregulering

Danmarks areal er opdelt i 135 oplande, heraf klassificeres 85 oplande som nitratfølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder, endvidere er der i Danmark 90 kystvandoplande, og ud af disse har 74 et indsatsbehov i forhold til kvælstof udbragt via organisk gødning (Miljøstyrelsen, 2017). Der tages hånd om disse oplandes indsatsbehov i den nye husdyrregulering.

Tabel 3.7.2. Fordeling af effekt af arealregulering husdyrgodkendelser på oplande for baselineperioden 2013-2021. Antal dyreenheder hentet fra jordbrugsanalyser.dk

Opland	Antal DE x 1000 i opland	Effekt af arealregulering på N-udvaskning fra rodzonen (tons N)
1.1.Nordlige Kattegat	141	22
1.2 Limfjorden	571	88
1.3 Mariager Fjord	37	6
1.4 Nissum Fjord	113	17
1.5 Randers Fjord	162	25
1.6 Djursland	53	8
1.7 Århus Bugt	25	4
1.8 Ringkøbing Fjord	239	37
1.9 Horsens fjord	38	6
1.10 Vadehavet	457	70
1.11 Lillebælt-Jylland	121	19
1.12 Lillebælt – Fyn	56	9
1.13 Odense Fjord	47	7
1.14 Storebælt	40	6
1.15 Sydfynske Øhav	13	2
2.1 Kalundborg Fjord	11	2
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	34	6
2.3 Øresund	3	0
2.4 Køge Bugt	9	1
2.5 Smålandsfarvand	98	15
2.6 Østersøen	23	4
3.1 Bornholm	34	5
4.1 Kruså og Vidå	15	2
Effekt på udvaskning hele landet	2.340	Ca. 360

Den nye husdyrregulering trådte i kraft d. 1. august 2017 og er et resultat af aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken (FLP), der blev indgået i 2015. Et af formålene med FLP var, at husdyrreguleringen skulle forenkles. Forenklingen udmøntede sig i mindre kommunal administration og større frihed for landmanden til at foretage areal- og produktionsændringer. I den nye husdyrlov er reguleringen af arealer og anlæg adskilt, således at anlæggene bliver reguleret i forhold til m² produktionsareal, hvilket betegnes stipladsmodellen. Modellen tager udgangspunkt i den nyeste viden om ammoniakemission, som har vist, at emissionen er forholdsvis konstant fra gødningsoverfladerne uanset antallet af produktionsdyr. Dermed har bedrifterne nemmere mulighed for at skifte mellem antallet af dyr og typen af dyrehold. Den tidligere anvendte betegnelse 'dyreenheder', DE, erstattes af kg N/ha fremadrettet.

Arealer til udbringning af husdyrgødning er siden 1. august 2017 blevet reguleret gennem generelle regler, og der er ikke længere krav om, at der skal foreligge en miljøgodkendelse eller tilladelse på bedrifter, hvor den animalske produktion ændrer sig. Den indførte nye reguleringsmodel giver overordnet samme beskyttelsesniveau for nitrat som den gamle husdyrgodkendelseslov. Den nye reguleringsmodel beror på udlægningen af husdyrefterafgrøder, som udlægges som kompensation for en højere udvaskning af kvælstof i husdyrgødning sammenlignet med handelsgødning. Husdyrefterafgrøderne skal løfte to hensyn; de skal beskytte nitratfølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder, hvis der i oplande, der afvander hertil, er sket en stigning

i udbragt organisk gødning, og dernæst skal husdyrefterafgrøderne bidrage til at nå målsætningerne i vandområdeplanerne.

Husdyrefterafgrøderne erstatter de gamle muligheder i miljøgodkendelserne af husdyrbrug for at stille vilkår om efterafgrøder og alternativer. Kravet om husdyrefterafgrøder påhviler de bedrifter, der udbringer mere end 30 kg N ha⁻¹ harmoniareal, som har mindst 10 ha efterafgrødegrundareal, og som afvander til nitratfølsomme Natura 2000-habitater, og hvor der har været et stigende forbrug af organisk gødning eller arealer, der i forhold til vandområdeplanerne ligger i kvælstofindsatspåkrævede kystvandoplande. Stigningen i forbruget af husdyrgødning tager udgangspunkt i den organisk bundne mængde af kvælstof i den organiske gødning, det vil sige den del af husdyrgødningen, som ikke kan udnyttes ved udbringningstidspunktet. Det vil sige den totale mængde kvælstof i husdyrgødning minus den udnyttede kvælstof i husdyrgødningen.

Referenceåret for mængden af organisk gødning er for husdyrgødning 2007 og tager således udgangspunkt i data fra gødningsregnskaberne for planåret 2006/2007. For anden organisk gødning er referenceåret 2015, som tager udgangspunkt i data fra gødningsregnskaberne for planåret 2014/2015. Anden organisk gødning omfatter spildevandsslam, komposteret husholdningsaffald m.v. jf. indberetningerne til gødningsregnskaberne. Der er altså forskel på, hvad kravet til husdyrefterafgrøderne er; det varierer mellem de forskellige oplande, som de skal udlægges i, og afhænger af, om den uudnyttede del af husdyrgødningen stiger, samt om bedriftens arealer ligger i et kystvandopland, hvor der er et kvælstofindsatsbehov. Det uudnyttede kvælstof i husdyrgødningen består både af det organisk bundne kvælstof og af ammoniaktabet ved udbringning af husdyrgødningen.

Stigning i mængden af uudnyttet kvælstof omregnes til et husdyrefterafgrødekrav (ha) ved, at 22 % af den uudnyttede kvælstof udvaskes, jf. afsnit om udvaskningsfaktorer nederst i dette kapitel, og at efterafgrøder giver en gennemsnitlig reduktion i udvaskning på 33 kg N ha⁻¹. Det svarer til den gennemsnitlige effekt af efterafgrøder ved vægtede antal ha efterafgrøder, der etableres på bedrifter, der udbringer henholdsvis under og over 80 kg N ha⁻¹ fra husdyrgødning og anden organisk gødning. Den tekniske beskrivelse af beregningsgrundlaget for husdyrefterafgrøderne fremgår af Madsen (2017).

Husdyrefterafgrøderne følger reglerne for lovpligtige efterafgrøder. De kan inden for samme areal overlappe med miljøfokusområder, men de kan ikke overlappe med lovpligtige eller målrettede efterafgrøder. Ligesom de lovpligtige efterafgrøder kan husdyrefterafgrøderne erstattes af alternative virkemidler.

Husdyrefterafgrøderne indfases trinvist fra planperioden 2017/2018 og vil være fuldt indfaset fra planperioden 2021/2022. Den trinvis indfasning fremgår af tabel 3.7.3. I planåret 2017/2018 blev der etableret godt 19.000 ha husdyrefterafgrøder i oplande, der afvander til nitratfølsomme Natura 2000-områder eller i kystvandsoplande med kvælstofindsatsbehov. Det er målet, at der ved fuld indfasning af husdyrefterafgrøderne i planperioden 2021/2022 etableres ca. 34.000 ha med husdyrefterafgrøder i de pågældende oplande. Der er indført et maksimalt loft over husdyrefterafgrødekravet i det enkelte opland på 34 %. For baselineperiodens sidste år, 2020/21, udlægges 30.750 ha husdyrefterafgrøder.

Tabel 3.7.3. Oversigt over indfasning af husdyrefterafgrøder i planperioderne 2017/2018 – 2021/2022 (Madsen, I., Fuldmægtig, Miljøministeriet Departementet, pers. korrespondance, 2019).

Planperiode	2017/2018	2018/2019	2019/2020	2020/2021	2021/2022
Samlet niveau af efterafgrøder (ha)	19.250	24.250	27.500	30.750	34.000

I den tekniske beregning af husdyrefterafgrøder findes først antal efterafgrøder, der skal fordeles til oplande, der afvander til nitratfølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder grundet øget forbrug af uudnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning. Når disse er beregnet, vil de resterende efterafgrøder fordeles til kystvandoplande med et kvælstofindsatsbehov. For indfasning af husdyrefterafgrøder i 2020/2021 fordeles 16.330 ha husdyrefterafgrøder i oplande til Natura 2000-habitater og 14.420 ha i kystvandoplande med kvælstofindsatsbehov beregnet af Miljøstyrelsen (I. Madsen, 2019 pers. kom.).

For baselineeffekten i 2021 vil det i princippet være tilstrækkeligt alene at vurdere effekten af husdyrefterafgrøderne for 2020/2021 (jf. tabel 3.7.4) og fratrække effekten af de husdyrgodkendelser, der blev givet frem til 2012. Men da nogle af husdyrefterafgrøderne kompenserer merudvaskning på grund af stigende forbrug af organisk N, vil husdyrefterafgrøderne ikke give en mindre udvaskning, men medføre status quo på udvaskning. Mens det i oplande, hvor der sker et mindre forbrug af organisk N, vil medføre en mindre udvaskning.

I nærværende vurdering af baselineeffekten af husdyrefterafgrøder har vi et andet start år for beregning af ændringer i forbrug af organisk gødning end udgangsårene i MST's beregninger for husdyrefterafgrøder. MST's beregninger bygger på 2007 som udgangsåret for beregning af husdyrgødning og 2015 for beregning af anden organisk gødning, mens vi beregner ændring i uudnyttet organisk N fra husdyrgødning og anden organisk gødning ud fra landmændenes indberetning af gødningsregnskaber for de to år 2012 og 2017. Det skyldes, at vi skal opdatere baseline 2013-2021, og derfor er vores reference år 2012, og 2017 er det år, hvor husdyrefterafgrøderne blev etableret første gang. Beregningen er opgjort for hvert af de 23 hovedvandoplande. Jf. tabel 4 i Blicher-Mathiesen og Rolighed (2015) er merudvaskningen fra rodzonen af kvælstof i husdyrgødning ift. handelsgødning beregnet med samme faktor på 22 % som i MST's beregning af husdyrefterafgrøderne. Merudvaskningsprocenten ganges på forskellen mellem mængden af uudnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning for hhv. 2012 og 2017 i hvert hovedvandopland. Af tabel 3.7.4 og 3.7.5 fremgår det, at der for ni oplande har været en stigning i udvaskningen på 418 tons N på grund af øget forbrug af organisk N i perioden 2012-2017, mens der i de resterende 16 hovedvandoplande har været et fald i udvaskningen på 192 tons N grundet mindre forbrug af organisk N i samme periode.

Ændring i udvaskning grundet ændret forbrug af organisk N i perioden 2012-2017 (A) og mindre udvaskning grundet husdyrefterafgrøder i oplande til Natura 2000-habitater (B) og mindre udvaskning grundet husdyrefterafgrøder til kystvandoplande med kvælstofindsatsbehov (C) er lagt sammen (D), og herfra er trukket dødvægten for udvaskningen fra husdyrgodkendelser i perioden 2007-2012, som var på 590 tons N (jf. tabel 3.7.1). Dermed fås effekten af husdyrefterafgrøderne for 2021 (F) (tabel 3.7.5). Den opdaterede beregning viser, at husdyrefterafgrøderne giver en reduktion i udvaskningen på ca. 198 tons N, hvilket er en smule mindre end den effekt på 360 ton, der blev beregnet i Revurdering af baseline jf. tabel 3.7.2 og tabel 3.7.6.

Table 3.7.4. Oversigt over merudvaskning fra husdyrefterafgrøderne og effekten i 2018. Negativt tal angiver en reduktion i udvaskning.

HOVEDVANDOPLAND		Ikke udny. hus. og and. org.		Forskel A	Mer-udvask.	Omregnet til efterafgr.	Husdyrefterafgr. i 2018 B		A+B	DE 2012	Husdyr-godkendelser 2007-2012	Effekt af husdyrefeft-afgr. 2018
Nr.	Navn	2012 (1.000 t N)	2017 (1.000 t N)	2017-2012 (1.000 t N)	(0,219) (t N)	(33 kg N ha ⁻¹) (ha)	MST stig. (ha)	Org N (tons N)	(tons N)	pr. opland (1000 DE)	Udvaskning (tons N)	(tons N)
1.1	N. Kattegat, Skagerrak	4,5	4,5	-0,015	-3	0	6508	-197	-200,6	141	-35,6	-165,0
1.2	Limfjorden	17,4	17,3	-0,060	-13	0	5065	-153	-166,6	571	-144,0	-22,6
1.3	Mariager Fjord	1,2	1,1	-0,133	-29	0	173	-5	-34,3	37	-9,3	-25,0
1.4	Nissum Fjord	3,7	3,7	-0,033	-7	0	263	-8	-15,1	113	-28,5	13,4
1.5	Randers Fjord	5,0	5,0	-0,011	-2	0	0	0	-2,4	162	-40,8	38,4
1.6	Djursland	1,3	1,2	-0,073	-16	0	0	0	-15,9	53	-13,4	-2,5
1.7	Århus Bugt	0,9	0,7	-0,139	-30	0	0	0	-30,4	25	-6,3	-24,1
1.8	Ringkøbing Fjord	7,6	8,1	0,492	108	3267	5506	-167	-59,0	239	-60,3	1,2
1.9	Horsens Fjord	1,3	1,4	0,106	23	702	0	0	23,2	38	-9,6	32,8
1.10	Vadehavet	11,5	12,2	0,757	166	5026		0	165,9	457	-115,2	281,1
1.11	Lillebælt/ Jylland	3,9	3,9	-0,055	-12	0	78	-2	-14,3	121	-30,5	16,2
1.12	Lillebælt/Fyn	1,7	1,7	-0,073	-16	0	69	-2	-18,0	56	-14,1	-3,9
1.13	Odense Fjord	1,6	1,7	0,083	18	552	30	-1	17,3	47	-11,9	29,2
1.14	Storebælt	0,7	0,7	-0,020	-4	0	0	0	-4,4	40	-10,1	5,6
1.15	Det Sydfynske Øhav	1,2	1,1	-0,065	-14	0	36	-1	-15,2	13	-3,3	-12,0
2.1	Kalundborg	0,9	0,8	-0,130	-29	0	0	0	-28,5	11	-2,8	-25,8
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	1,5	1,4	-0,060	-13	0	0	0	-13,1	34	-8,6	-4,5
2.3	Øresund	0,2	0,3	0,014	3	93	8	0	2,8	3	-0,8	3,6
2.4	Køge Bugt	0,5	0,6	0,114	25	754	0	0	24,9	9	-2,3	27,1
2.5	Smålands-farvandet	3,0	3,1	0,145	32	965	52	-2	30,3	98	-24,7	55,0
2.6	Østersøen	1,0	1,0	0,021	5	141	0	0	4,7	23	-5,8	10,5
3.1	Bornholm	0,9	0,9	-0,010	-2	0	4	0	-2,2	34	-8,6	6,4
4.1	Vidå-Kruså	3,2	3,4	0,176	39	1169	1460	-44	-5,7	15	-3,8	-1,9
Sum		74,7	75,8	Stigende org. N	418	12.670	19.253	-583	-357	2.340	-590	233
				Faldende org. N	-192							

Tabel 3.7.5. Oversigt over merudvaskning fra husdyrefærafgrøderne og effekten i 2021. Negativt tal angiver en reduktion i udvaskning.

		A				B			C	D = A+B+C		E	F = D-E			
HOVED-VANDOPLAND		Ikke udny. hus. og and. org.		Mer-udvask. 2012-2017		Omregnet til Husdyr-efterafgr. i 2021		Udv. til Natura 2000-opl.		Udv til kystvand-opl.		Husdyr-godk. 2007-2012	Effekt af husdyrefærafgr. 2021			
Nr.	Navn	2012	2017	Forsk. 2012-2017	(0,219)	(33 kg N ha ⁻¹)	MST stig. org N	Korr. org N	2000-opl.	Kystvand	vand-opl.	Sum	DE 2012	2012	afgr. 2021	
		(1.000 t N)		(1.000 t N)		(ton N)	(ha)	(ha)	(ha)	(tons N)	(ha)	(tons N)	(tons N)	(1000 DE)	(tons N)	(tons N)
1.1	N. Kattegat, Skagerrak	4,5	4,5	-0,015	-3,3	0,0	257,5	257,5	-8,5	5637,8	-186,0	-197,9	141	-35,6	-162,3	
1.2	Limfjorden	17,4	17,3	-0,060	-13,1	0,0	4835,1	4835,1	-159,6	2227,2	-73,5	-246,1	571	-144,0	-102,2	
1.3	Mariager Fjord	1,2	1,1	-0,133	-29,1	0,0	194,3	194,3	-6,4	0	0,0	-35,5	37	-9,3	-26,2	
1.4	Nissum Fjord	3,7	3,7	-0,033	-7,1	0,0	959,0	959,0	-31,6	467,7	-15,4	-54,2	113	-28,5	-25,7	
1.5	Randers Fjord	5,0	5,0	-0,011	-2,4	0,0	799,0	799,0	-26,4	0	0,0	-28,8	162	-40,8	12,0	
1.6	Djursland	1,3	1,2	-0,073	-15,9	0,0		0,0	0,0	0	0,0	-15,9	53	-13,4	-2,5	
1.7	Århus Bugt	0,9	0,7	-0,139	-30,4	0,0	0,3	0,3	0,0	0	0,0	-30,4	25	-6,3	-24,1	
1.8	Ringkøbing Fjord	7,6	8,1	0,492	107,8	3267,3	1997,4	-1270,0	41,9	3934,3	-129,8	-87,9	239	-60,3	-27,7	
1.9	Horsens Fjord	1,3	1,4	0,106	23,2	702,1	553,1	-149,0	4,9	254,3	-8,4	-3,5	38	-9,6	6,1	
1.10	Vadehavet	11,5	12,2	0,757	165,9	5026,1	2745,8	-2280,3	75,3	0,0	0,0	75,3	457	-115,2	190,5	
1.11	Lillebælt/Jyl	3,9	3,9	-0,055	-12,0	0,0	1494,8	1494,8	-49,3	137,6	-4,5	-65,8	121	-30,5	-35,3	
1.12	Lillebælt/Fyn	1,7	1,7	-0,073	-15,9	0,0	520,2	520,2	-17,2	149,8	-4,9	-38,1	56	-14,1	-23,9	
1.13	Odense Fjord	1,6	1,7	0,083	18,2	552,3	666,5	114,2	-3,8	483,6	-16,0	-19,7	47	-11,9	-7,9	
1.14	Storebælt	0,7	0,7	-0,020	-4,4	0,0	148,9	148,9	-4,9	0	0,0	-9,4	40	-10,1	0,7	
1.15	Det Sydfynske Øhav	1,2	1,1	-0,065	-14,1	0,0	235,5	235,5	-7,8	86,0	-2,8	-24,8	13	-3,3	-21,5	
2.1	Kalundborg	0,9	0,8	-0,130	-28,5	0,0		0,0	0,0	0	0,0	-28,5	11	-2,8	-25,8	
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	1,5	1,4	-0,060	-13,1	0,0	32,4	32,4	-1,1	0	0,0	-14,2	34	-8,6	-5,6	
2.3	Øresund	0,2	0,3	0,014	3,1	93,2	35,7	-57,5	1,9	0	0,0	1,9	3	-0,8	2,7	
2.4	Køge Bugt	0,5	0,6	0,114	24,9	753,9	31,8	-722,1	23,8	0	0,0	23,8	9	-2,3	26,1	
2.5	Smålands-farvandet	3,0	3,1	0,145	31,8	964,8	344,6	-620,1	20,5	110,0	-3,6	16,8	98	-24,7	41,5	
2.6	Østersøen	1,0	1,0	0,021	4,7	141,5	52,7	-88,8	2,9	0	0,0	2,9	23	-5,8	8,7	
3.1	Bornholm	0,9	0,9	-0,010	-2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	-0,1	-2,1	34	-8,6	6,4	
4.1	Vidå-Kruså	3,2	3,4	0,176	38,6	1169,1	425,3	-743,8	24,5	929,3	-30,7	-6,1	15	-3,8	-2,3	
Sum		74,7	75,8	Stigende org. N	418,1		12670	16330	3660	-121	14420	-476	-788,2	2340	-590	-198,2
				Faldende org. N	-191,6											

Sum (A + B + C) = A (Merudvaskning fra uudnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning fra 2012-2017). B(1) Udvasning fra fordelingen af husdyrefærafgrøder, som MST regner med i 2021, fordelt af AU i hvert enkelt opland omregnet til efterafgrøder ved at gange reduktionseffekten pr. kg N/ha efterafgrøder på (beregnet til 33 kg N/ha, da det antages, at det er den gennemsnitlige effekt i rodzonen for udbringning over og under 80 kg N/ha) minus 2) efterafgrøderne omregnet pba. den merudvaskning, der har været fra perioden 2012-2017. Denne beregning 1) – 2) kaldes for den korrigerede org. N, som er ganget med 33 kg N/ha (jf. ovenstående), og divideret med -1000 for at lave om til tons N. C (Efterafgrøder fordelt til hovedvandoplandene fra MST i ha ganget med 33 g N/ha og divideret med -1000 for at få det lavet om til tons N). D (Mindre udvasning fra husdyrgodkendelserne 2007-2012 vises som minustal, og større udvasning end forventet vises som plustal).

Tabel 3.7.6 Samlet oversigt over merudvaskning i 2017 og 2021. Negativt tal angiver en reduktion i udvaskning.

		Efterafgrøder (1.000 ha)	Mer-udvaskning (ton N)
<i>Merudvaskning frem til 2017</i>			
A	Ændring i forbrug af organisk gødning, 2012-2017	12.670	227
B	Husdyrefterafgrøder 2018	-19.253	-583
	Samlet effekt A+B	-6582	-357
C	Mindre udvaskning af husdyrgodkendelser i 2012		590
D = A+B-C	Merudvaskning i 2018		233
		Efterafgrøder (1.000 ha)	Mer-udvaskning (ton N)
<i>Mer-udvaskning frem til 2021</i>			
A	Ændring i forbrug af organisk gødning, 2012-2017	12.670	227
B	Husdyrefterafgrøder 2021	-30.750	-1015
	Samlet effekt A+B	-18.079	-788
C	Mindre udvaskning af husdyrgodkendelser i 2012		590
D = A+B-C	Merudvaskning i 2021		-198

Merudvaskning ved anvendelse af husdyrgødning frem for handelsgødning

I den nye regulering af husdyrbrug fra planperiode 2017/18 anvendes en faktor for, hvor meget merudvaskning anvendelse af husdyrgødning forventes at medføre i forhold til handelsgødning (Miljøstyrelsen, 2017). Faktoren er fastlagt i forhold til den uudnyttede kvælstofandel i husdyrgødning (total N minus udnyttelseskrav) og er fastlagt til gennemsnitligt 22 % af det uudnyttede kvælstof set inden for en tidshorisont på 5-10 år, som vist i tabel 1 i Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015). Ved en tidshorisont på 200 år vurderes udvaskningen at udgøre ca. 42 % af den uudnyttede del af husdyrgødningen.

Opgøres merudvaskning i forhold til den uudnyttede del af husdyrgødning, men hvor ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning er trukket fra den uudnyttede del, udgør merudvaskningen ca. 29 % inden for en tidshorisont på 5-10 år og ca. 55 % med en tidshorisont på 200 år (tabel 3.7.7).

Faktoren for merudvaskning på 22 % anvendes i afsnittet om husdyrgodkendelser, og i nærværende afsnit beskrives overordnet, hvordan denne faktor er estimeret og den faglige baggrund for faktoren.

Merudvaskning fra husdyrgødning skyldes primært, at husdyrgødningen indeholder kvælstof, der er bundet på organisk form, og at mineralisering af organisk bundet kvælstof bl.a. sker efterår og vinter, hvor afgrødernes kvælstofoptagelse er lav, og hvor mineraliseret kvælstof kan udvaskes ved overskud af nedbør. Udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning i tilførselsåret er primært knyttet til husdyrgødningens indhold af uorganisk kvælstof (tabel 3.7.8). Den gennemsnitlige andel af uorganisk kvælstof varierer fra ca. 75 % i svinegylle til omkring 25 % i dybstrøelse. En del heraf tabes som ammoniak (tabel 3.7.8). Krav til udnyttelse af husdyrgødning indeholder derfor også et krav om at udnytte uorganisk kvælstof fra mineralisering af det organisk bundne kvælstof. Dette bidrag omfatter både førsteårsvirkning samt en eftervirkning, der bidrager i årene umiddelbart herefter. Petersen og Sørensen (2008) viste, at de gældende udnyttelseskrav for kvæg- og svinegylle passer med den opnåelige gødningsvirkning, når der også inkluderes en eftervirkning nået efter ca. 10 år.

Tabel 3.7.7. Merudvaskning af kvælstof fra rodzonen ved at anvende husdyrgødning frem for handelsgødning samt faktor (pct.) af ikke-udnyttet N i husdyrgødning med og uden ammoniak-fordampning ved udbringning af husdyrgødning. Merudvaskning er opgjort på kort (5-10 år) og langt (200 år) sigt. Øget udvaskning som følge af ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning er estimeret til ca. 3,3 kg N pr. DE (Lemming 2011) og er ikke indeholdt i merudvaskningen. Delvis efter tabel 4 i Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015).

Gødningstype	Vægtfaktor (se tabel 5 Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015))	Krav udnyttelse	Uudnyttet	Amoniak-fordampning (NH ₃)	Uudnyttet org. N uden NH ₃ -fordamp	Merudvaskning		Faktor udvask. ift. uudnyttet N uden NH ₃ -fordamp							
						Tidshorisont i år		5-10		200		5-10		200	
						(kg N/100 kg N)	(%)	(%)	(%)	(%)					
Svinegylle	0,387	75	25	8	17	4,6	8,8	18,4	35,2	27,1	51,8				
Kvæggylle	0,367	70	30	8	22	6,6	12,5	22	41,7	30	56,9				
Dybstrøelse, svin	0,131	45	55	7	48	12,8	25,1	23,3	45,6	26,7	52,3				
Dybstrøelse, kvæg															
Fast gødning, svin	0,115	65	35	8	27	9,6	18,1	27,4	51,7	35,6	67				
Fast gødning, kvæg															
Ajle	?	70	30			4,6	8,8	15,3	29,3						
Fjerkrægød., frisk															
Vægtet ift. gødningstyper		68	32			7	13,4	21,9	41,9	29,1	55,4				

Tabel 3.7.8 Husdyrgødningens indhold af organisk og uorganisk N samt andel af total N, der fordampes som ammoniak ved udbringning af husdyrgødning delvis efter Husdyrreguleringsudvalget (2010). Kopi af tabel 1 i Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015).

Fraktioner i 100 kg N i husdyrgødning, 1DE=100 kg N ab lager				Krav til udnyttelse (%)
	Organisk N	Uorganisk N (efter NH ₃ -fordampning)	NH ₃ fordampning Udbringning ¹	
Svinegylle	26	66	8	75
Kvæggylle	40	51	8	70
Fast gødning	65	29	6?	65
Ajle	10	81	8	65
Dybstrøelse	75	19	7	45
Anden husdyrgødning	45	46	9	65

¹ Fra emission opgørelser for 2013, Mette Hjort Mikkelsen pers. Kom.

Af notatet Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015) fremgår, at merudvaskning af ikke-udnyttet kvælstof kan være vanskelig at opgøre korrekt, idet den ikke-udnyttede del af husdyrgødningen også omfatter fordampning af ammoniak ved udbringning af husdyrgødning samt eventuel denitrifikation knyttet til tilførsel af husdyrgødning. Endvidere sker der også en mineralisering af det organiske kvælstof i det første år efter tilførslen. Der er derfor ikke lighedstegn mellem husdyrgødningens indhold af organisk bundet kvælstof og ikke-udnyttet kvælstof. Desuden vil der forekomme forskelle i den høstede mængde kvælstof imellem regioner og bedrifter, som betyder, at merudvaskningen vil variere imellem disse elementer.

På basis af ovenstående kan derfor anbefales, at der i fremtidige beregninger af merudvaskning fra husdyrgødning tages udgangspunkt i den tilførte mængde organisk bundet N i husdyrgødningen.

Modelberegninger med FASSET har vist, at merudvaskning både afhænger af sædskifte, jordtyper og klima. F.eks. er der mere end en faktor to forskel på udvaskning fra lerjord med lav nedbør og udvaskning fra sandjord med høj nedbør jf. tabel 6, 7 og 9 i Lemming (2011). Størrelse for merudvaskning afhænger bl.a. også af sædskifte, hvor andel af efterafgrøder i sædskiftet har betydning for, hvor meget af efterårets mineraliserede nitrat udvaskes. Også regler for senere jordbearbejdning giver et lavere udvaskningsniveau.

Tabel 3.7.9. Kvælstofoverskud og merudvaskning fra rodzonen på kort (5-10 år) og langt (200 år) sigt ved at anvende husdyrgødning frem for handelsgødning. Data er sammenstillet på baggrund af notater og modelberegninger beskrevet i Planteavlsorientering, Ip80070 (kopi fra Lemming, 2011, se Bilag 2). Kopi af tabel 3 i Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015).

	Forøgelse af overskud af kvælstof (kg N pr. ha pr. DE)		Merudvaskning, kort sigt (kg N pr. ha pr. DE)		Merudvaskning, lang sigt (kg N pr. ha pr. DE)	
	Sandjord	Lerjord	Sandjord	Lerjord	Sandjord	Lerjord
Svinegylle	25	25	5	4	10	7
Kvæggylle	30	30	7	6	14	10
Dybstrøelse, svin	55	55	14	11	27	22
Dybstrøelse, kvæg						
Fast staldgødning, svin	35	35	11	8	20	15
Fast staldgødning, kvæg						
Ajle	35	35	1	0	1	1
Fjerkrægødning, frisk	30	30	5	4	10	7

Merudvaskning vil derfor være en variabel størrelse over de senere år, fordi der er øget krav til dyrkning af efterafgrøder og krav om senere jordbearbejdning. Der er dog pt ikke et anvendeligt datagrundlag til at vurdere ændringer i merudvaskning som følge af disse øgede krav. Niveaulet for merudvaskning af husdyrgødning er endvidere også afhængigt af den tidshorisont, merudvaskningen vurderes for (Petersen et al., 2005).

Waagepetersen (2003) vurderede i slutrevalueringen af VMPII, at 40-50 % af den organiske del af husdyrgødningen vil udvaskes. Samme størrelsesorden på 42-45 % blev beregnet med FASSET for den andel af N indlejret i humus, der udvaskes (Berntsen et al., 2004). Samme faktor, at 45 % af den organiske del af husdyrgødning udvaskes, blev anvendt i et notat til Husdyrreguleringsudvalget (2010). Fælles for ovennævnte anvendelser er, at merudvaskningen er vurderet som den langsigtede merudvaskning på omkring 200 år.

Videncenter for Landbrug har i planteavlsorientering (Lemming, 2011) sammenstillet tilgængelig viden, som udgør enkelte målinger og modelberegninger for både den kortsigtede (5-10 år) og langsigtede (200 år) merudvaskning ved anvendelse af husdyrgødning. Resultatet af samstillingen er angivet som de typiske værdier for merudvaskning i tabel 3. Forsøgsresultater er fra følgende publikationer: Bergström & Kirchmann (1999), Eriksen et al., (2004), Sørensen & Birkmose (2002), Thomsen et al., (1993) og et ikke publiceret forsøg benævnt Kalundborgforsøget og henvist som Dansk Landbrugsrådgivning og Alecia (2008) – se Lemming (2011).

Konklusion

I "Revurdering af baseline" i 2015 (Jensen et al., 2016) blev effekten af arealregulering på N-udvaskning fra rodzonen beregnet til at give en reduktion i kvælstofudvaskning på 360 tons N. I denne opdatering bliver effekten af husdyrefætrafgrøder en merudvaskningen på 233 tons N i 2018, hvilket skyldes, at antallet af husdyrefætrafgrøder ikke indfases med det samme, og at andelen af husdyrefætrafgrøder i 2018 ikke var tilstrækkelig til at kompensere for den øgede andel af det stigende forbrug af husdyrgødning. I 2021 vil effekten af husdyrefætrafgrøderne resultere i en reduktion i kvælstofudvaskningen på 198 tons N, hvilket skyldes, at andelen af husdyrefætrafgrøder er øget hvert år siden indførelsen i 2017/18. Ergo er der i denne opdaterede udgave af baseline for 2013-2021 beregnet en lavere effekt af husdyrefætrafgrøderne på 162 tons N sammenlignet med "Revurdering af baseline" i 2015. Faktoren på 22 %, der er anvendt til at beregne merudvaskningen fra uudnyttet organisk gødning for begge perioder, er fra Blicher-Mathiesen & Rolighed (2015) og desuden overordnet beskrevet i ovenstående afsnit.

Der er knyttet en vis usikkerhed til, om denne faktor reelt er større eller mindre, samt om tidsfaktoren på 5-10 år altid gælder. Faktoren er en gennemsnitlig faktor og dækker derfor kun på et overordnet beregningsniveau. Merudvaskning som følge af ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning indgår ikke i den anvendte faktor.

3.8.1 Fremskrivning af atmosfærisk deposition af kvælstof til 2021

Thomas Ellerman & Jesper H. Christensen

I basislinefremskrivningen fra 2014 blev faldet i depositionen af kvælstof til hovedvandoplandene vurderet til omkring 9.000 ton kvælstof i perioden fra 2012 frem til 2021 svarende til et fald på omkring 18% (Jensen et al., 2016). I dette kapitel præsenteres resultaterne fra opdatering af denne fremskrivning. Opdateringen tager udgangspunkt i 2013, hvor der tidligere anvendtes 2012. Opdateringen er foretaget på basis af nye beregninger af udviklingen i depositionen af kvælstof ud fra den faktiske udvikling i emissionerne frem til 2017 (EMEP, 2019) og ud fra de seneste tilgængelige fremskrivninger af udviklingen af emissioner fra danske kilder (Nielsen, 2018, personlig kommunikation).

Metode og anvendte emissioner

Modelberegninger af deposition til hovedvandoplandene foretages med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). I DEHM beregnes emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening i et tredimensionelt net af gitterceller. Beregningerne foretages med den seneste version af DEHM, som er opdateret på en lang række punkter set i forhold til den version, som blev anvendt i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA ved rapporteringen for 2017 (Ellermann et al., 2019a). I Ellermann et al. (2019b) er der givet en kortfattet beskrivelse af opdateringen af modellen.

Beregningerne af deposition foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark. Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren, som er opdelt i 29 lag af gitterceller, hvor det nederste lag er relativt tyndt (12 m), hvorefter lagene stiger i tykkelsen op til de øverste lag, som er relativt tykke (2000 m).

Alle modelberegningerne er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting model). For alle beregnings årene (2013, 2017 og 2021) er der anvendt de samme meteorologiske data, så den beregnede udviklingstendens alene afspejler udviklingen i emissionerne og ikke variationer som følge af de naturlige variationer i meteorologi fra år til år. Endvidere er der for hvert af beregnings årene foretaget modelberegninger med meteorologiske data for 2016, 2017 og 2018. Resultaterne for de tre meteorologiske år er herefter midlet for på den måde at reducere effekten af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Modelberegningerne er baseret på de bedste tilgængelige danske og internationale emissionsopgørelser, som omfatter alle de væsentlige kemiske komponenter af betydning for beregning af afsætningen af kvælstof. For Danmark anvendes detaljerede emissionsopgørelser med høj geografisk opløsning (1 km x 1 km) udarbejdet af DCE (Nielsen et al., 2019). For de øvrige lande baseres modelberegningerne på emissionsopgørelser samlet og distribueret af EMEP (EMEP, 2019). Yderligere informationer kan ses i Ellermann et al. (2019b).

Modelberegningerne for 2013 og 2017 er udført på basis af de enkelte landes nationale opgørelser over de faktiske emissioner i de pågældende år, hvor 2017 er det seneste år, hvor der er tilgængelige emissionsopgørelser. Disse data er hentet via EMEP's database (EMEP, 2019). I rapporten præsenteres endvidere resultater fra modelberegninger af depositionen i Danmark for de enkelte år fra 1990 til 2017. Disse beregninger er udført i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA og er baseret på tilsvarende emissionsopgørelser (Ellermann et al., 2019c).

Fremskrivningerne af de danske og europæiske emissioner til 2021 er baseret på de emissioner, som blev anvendt i et tidligere projekt for Miljø- og Fødevareministeriet (Jensen et al., 2019), hvor udviklingen i luftkvalitet og depositioner blev vurderet på basis af de vedtagne emissionsreduktioner for 2020 og 2030 i EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016). Det er lovpligtigt for medlemslandene at overholde reduktionsforpligtelserne for 2020 og 2030.

Fremskrivningen til 2021 er beregnet ved interpolation mellem fremskrivningerne af danske og europæiske udledninger til 2020 og 2030, der som udgangspunkt er baseret på, at medlemslandene overholder NEC-direktivets forpligtelser. I forbindelse med det Europæiske samarbejde om emissionsopgørelser har DCE endvidere fået informationer om EU medlemslandenes egne basisfremskrivninger af udledningerne til 2020 og 2030. I de tilfælde, hvor medlemslandenes basisfremskrivninger angiver emissioner i 2020 og 2030 under NEC-direktivets krav, anvendes disse i stedet for fremskrivningerne baseret på NEC-forpligtelserne. Tabel 3.8.1.1 viser en oversigt over de anvendte emissioner fra en række af de lande, som er vigtigst for depositionen af kvælstof i Danmark. Endvidere angives emissionerne fra skibstrafik på Nordsøen og Østersøen (dækker også de indre danske farvande).

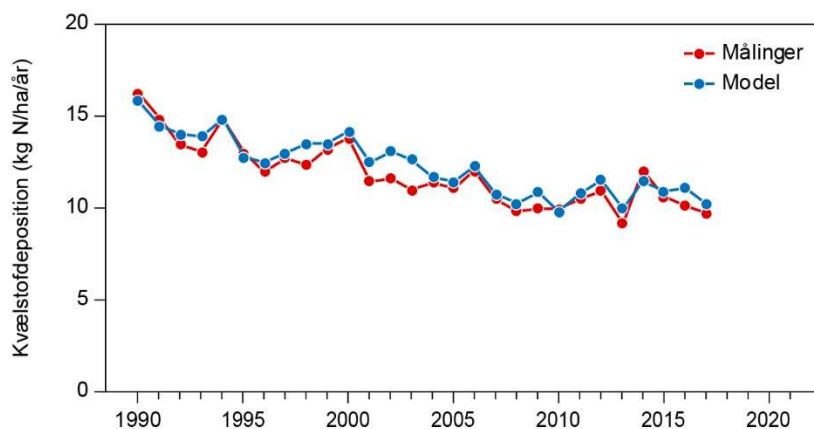
Tabel 3.8.1.1. Oversigt over de anvendte emissioner for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark. Tal med fed skrift angiver de tal, som er baseret på antagelse om overholdelse af NEC-direktivet, mens øvrige tal for landene er baseret på landenes egne fremskrivninger. 2020NEC angiver emissionslofterne for de enkelte lande i henhold til NEC-direktivet (EU 2016). Emissionerne er angivet i 1000 ton. NO_x er beregnet som ton NO₂, hvilket følger den internationale standard. Endvidere angives emissionerne fra skibstrafik på Nordsøen og Østersøen.

	Danmark		Tyskland		England		Holland		Skibe
	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NH ₃	NO _x	NO _x
2013	74	125	676	1297	258	1114	124	289	1029
2017	76	112	673	1174	283	881	132	248	897
2020	67	97	594	828	266	758	118	172	884
2021	67	95	579	802	264	727	117	168	866
2020 NEC	67	103	594	1008	266	790	133	212	

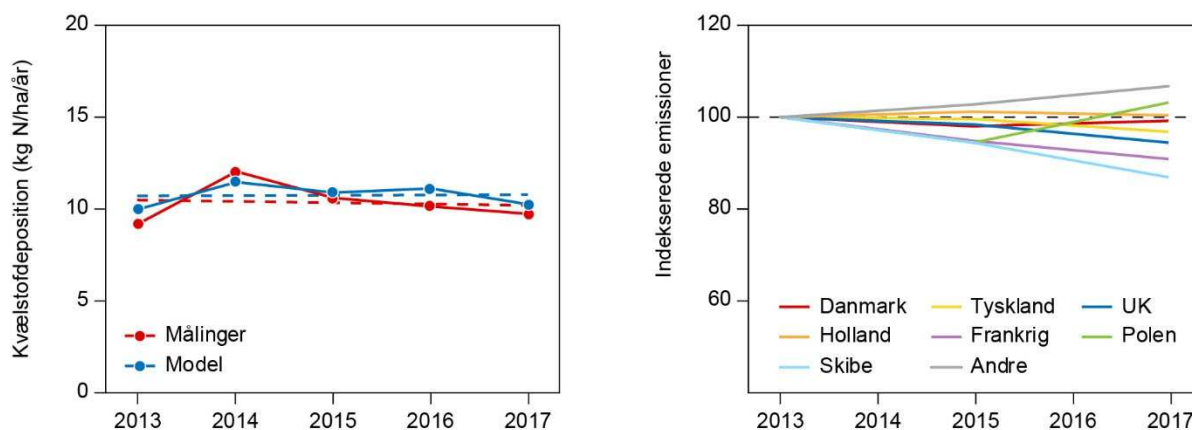
Udviklingstendens 2013 til 2017

Figur 3.8.1.1 viser den målte udvikling for depositionen af kvælstof på danske landområder siden 1990. Værdierne angiver gennemsnit for de fire danske landområder, hvor den samlede kvælstofdeposition bestemmes. Figuren viser til sammenligning også udviklingstendensen ved målestationerne beregnet med DEHM. Såvel målinger som modelberegninger viser et fald i depositionen på omkring 35%. Faldet har primært fundet sted frem til omkring 2005, hvorefter niveauerne har været relativt stabile. Variationerne fra år til år skyldes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Sammenligningen viser god overensstemmelse mellem målinger og modelberegninger, hvilket viser, at kvaliteten af modelberegningerne er høj, og at modellen er egnet til at foretage scenarieberegninger for den fremtidige udvikling i depositionen af kvælstof.

Figur 3.8.1.1. Udviklingstendens for deposition af kvælstof til danske landområder i perioden fra 1990 til 2017. Tallene angiver den gennemsnitlige deposition for de fire danske målestationer, hvor depositionen bestemmes. Modelberegningerne er foretaget med DEHM. Beregningerne er foretaget i regi af Delprogram for luft under NOVANA (Ellermann et al., 2019c).



I figur 3.8.1.2 (venstre) er der zoomet ind på perioden fra 2013 til 2017, da det er udviklingen siden 2013, som har fokus i nærværende projekt. Igen er der god overensstemmelse mellem målinger og modelberegninger, omend fluktuationerne mellem årene er lidt større for målingerne end for modelberegningerne. Både målinger og modelberegninger viser, at der ikke er sket nogen signifikant ændring i kvælstofdepositionen i perioden fra 2013 til 2017. Figur 3.8.1.2 (højre) viser den relative ændring i emissionerne fra 2013 til 2017 for de forskellige kildeområder i Europa, som bidrager mest til depositionerne i Danmark. For visse områder ses en stigning på omkring 10%, og for andre ses et tilsvarende fald, mens hovedparten af områderne har stort set uforandrede emissioner. At der ikke ses nogen signifikant ændring i depositionerne er derfor i overensstemmelse med forventningerne baseret på det samlede billede af ændringerne af emissionerne.



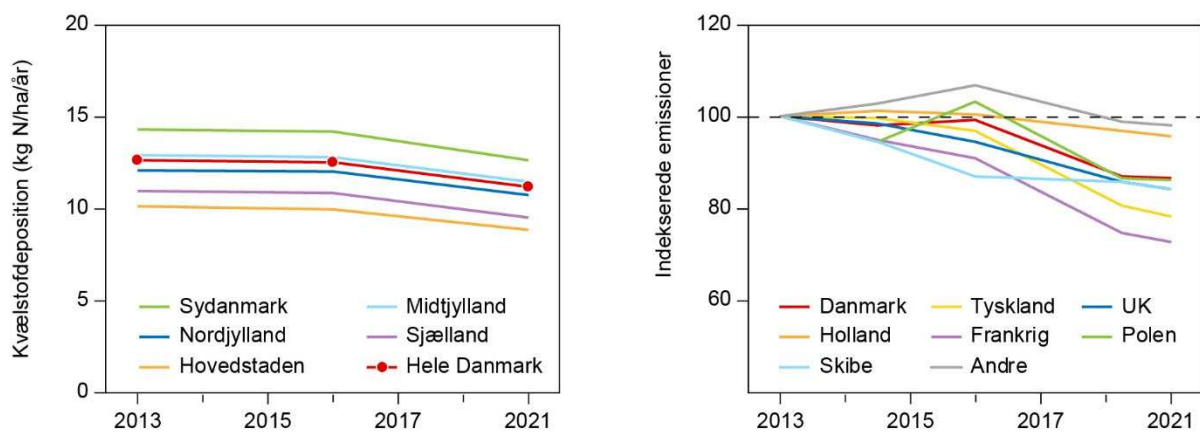
Figur 3.8.1.2. Venstre: Udviklingstendens for målt og modelberegnet deposition af kvælstof som gennemsnit for de fire målestationer. De stiplede linjer angiver tendenslinjer beregnet med lineær regression. Højre: Relative ændringer i de samlede emissioner af kvælstof fra 2013 til 2017. Emissionerne af kvælstof fra NH_3 og NO_x er vægtet med henholdsvis 0,62 og 0,38, hvilket svarer til forholdet mellem den andel af depositionen, som kommer fra NH_3 og NO_x i 2017 (Ellermann et al., 2019a). Beregninger i forbindelse med Delprogram fra luft under NOVANA har vist, at dette forhold er relativt konstant inden for de senest år. Skibe angiver emissionerne af NO_x fra skibstrafik i Nordsøen, De indre danske farvande og Østersøen. "Andre" angiver de kildeområder i den europæiske region, som ikke er nævnt særskilt i figuren.

Udviklingstendens 2013 til 2021

I forbindelse med scenarieberegningerne er der foretaget modelberegninger af depositionen af kvælstof med emissioner for 2013, 2017 og 2021 ved konstant meteorologi. Det er valgt at udføre beregningerne for hvert af beregnings årene med meteorologiske data for de tre år 2016, 2017 og 2018. Resultaterne for de tre meteorologiske år er herefter midlet for på den måde at udglatte effekterne af de naturlige variationer i vejrforhold fra år til år.

De landsdækkende modelberegninger med konstant meteorologi viser, at depositionen af kvælstof til danske landområder er stort set uændret fra 2013 (55.000 ton) og 2017 (54.000 ton). Fra 2017 til 2021 beregnes et fald fra 54.000 ton til 48.000 ton årligt, hvilket svarer til et fald på omkring 12%. Figur 8.1.3 (venstre) viser den modelberegnete udviklingstendens for kvælstofdepositionen (per ha) for de fem regioner og hele Danmark. Faldet er lidt større på Sjælland (12%) og mindst i Nordjylland (10%), men forskellen i udviklingen er lille. Niveaue for depositionen varierer med omkring 40% med højest afsætning i Syddanmark og lavest i Hovedstaden.

Figur 3.8.1.3 (højre) viser den beregnede udvikling i emissionerne. Fra 2013 til 2017 er det baseret på de nationale opgørelser over de faktiske emissioner. Ændringen frem til 2021 er for EU-landene baseret på de nationale emissionslofter under NEC-direktivet. Dog er nationale fremskrivninger anvendt i de tilfælde, hvor fremskrivningerne ligger under de nationale emissionslofter. Emissionerne for 2020 er inkluderet i figuren, så det fremgår, hvorledes de nationale emissionslofter påvirker udviklingen i emissionerne. De modelberegnete ændringer i depositionen er i god tråd med forventningerne baseret ud fra det samlede billede for ændringerne af emissionerne i Europa.



Figur 3.8.1.3. Venstre: Scenarieberegninger af udviklingstendens for deposition af kvælstof for de danske regioner og hele Danmark. Beregningerne for 2013, 2017 og 2021 er middel for de tre meteorologiske år 2016, 2017 og 2018. Højre: Relative ændringer i de samlede emissioner af kvælstof fra 2013 til 2021. Emissionerne af kvælstof fra NH_3 og NO_x er vægtet med henholdsvis 0,62 og 0,38, hvilket svarer til forholdet mellem den andel af depositionen, som kommer fra NH_3 og NO_x i 2017 (Ellermann et al., 2019a). Beregninger i forbindelse med Delprogram fra luft under NOVANA har vist, at dette forhold er relativt konstant inden for de senest år. Skibe angiver emissionerne af NO_x fra skibstrafik i Nordsøen, De indre danske farvande og Østersøen. "Andre" angiver de kildeområder i den europæiske region, som ikke er nævnt særskilt i figuren.

Tabel 3.8.1.2 angiver den forventede deposition af kvælstof i 2021 fordelt på de 23 danske hovedvandoplande samt et mindre tysk hovedvandopland umiddelbart syd for den danske-tyske grænse. Figur 3.8.1.4 viser den geografiske fordeling af depositionen. Der ses en aftagende gradient med højest deposition mod syd og lavest desposition mod nord. Endvidere er depositionen aftagende fra øst mod vest. Den geografiske fordeling afspejler dels forskelle i de meteorologiske forhold og dels den geografiske variation af kilderne. I Jylland er nedbørsmængderne højere end på Sjælland og Øerne, hvilket fører til øget deposition i Jylland. Endvidere er de danske emissioner af kvælstof højere i Jylland end på Sjælland, og de østlige øer og Jylland ligger relativt tæt på de store emissionsområder i Holland og den nordvestlige del af Tyskland.

Tabel 3.8.1.2. Gennemsnitlig årlig afsætning af kvælstof til hovedvandoplande. Dels angivet i deposition per areal enhed (kgN/ha) og dels samlet til hovedvandoplandene (1000 ton). Beregningerne til 2013 og 2017 er baseret på faktiske emissioner, mens 2021 er en fremskrivning. Depositionen er for alle beregnings årene gennemsnit for de meteorologiske forhold i perioden fra 2016 til 2018.

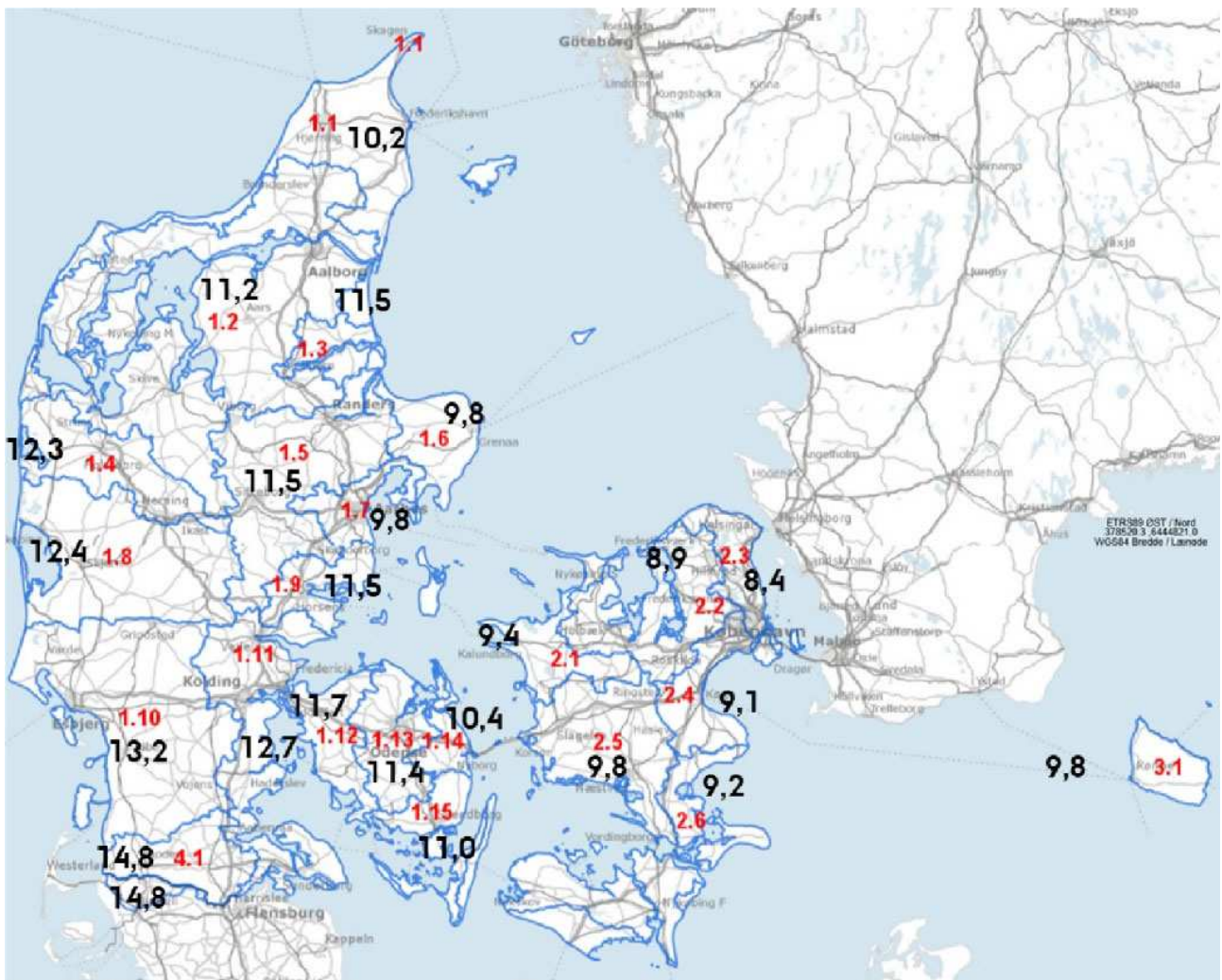
Hovedvandopland	2013		2017		2021		
	kgN/ha	1000 ton	kgN/ha	1000 ton	kgN/ha	1000 ton	
1,1	Nordlige Kattegat, Skagerak	11.5	3.1	11.4	3.0	10.2	2.7
1,2	Limfjorden	12.5	9.5	12.5	9.5	11.2	8.5
1,3	Mariager Fjord	13.2	0.8	12.9	0.7	11.5	0.7
1,4	Nissum Fjord	13.7	2.2	13.5	2.2	12.3	2.0
1,5	Randers Fjord	13.0	4.2	12.9	4.2	11.5	3.7
1,6	Djursland	11.1	1.1	11.0	1.1	9.8	1.0
1,7	Aarhus Bugt	11.2	0.9	11.0	0.9	9.8	0.8
1,8	Ringkøbing Fjord	13.9	4.9	13.7	4.8	12.4	4.3
1,9	Horsens Fjord	12.9	1.0	13.0	1.0	11.5	0.9
1,10	Vadehavet	14.9	6.6	14.8	6.5	13.2	5.8
1,11	Lillebælt/Jylland	14.2	3.4	14.2	3.4	12.7	3.0
1,12	Lillebælt/Fyn	13.1	1.3	13.2	1.3	11.7	1.2
1,13	Odense Fjord	12.9	1.5	12.8	1.5	11.4	1.4
1,14	Storebælt	11.8	0.6	11.8	0.6	10.4	0.6
1,15	Det Sydfynske Øhav	12.5	1.0	12.4	0.9	11.0	0.8
2,1	Kalundborg	10.8	1.1	10.7	1.0	9.3	0.9
2,2	Isefjord og Roskilde Fjord	10.2	2.0	10.0	2.0	8.9	1.7
2,3	Øresund	9.7	0.8	9.5	0.8	8.4	0.7
2,4	Køge Bugt	10.5	1.0	10.5	1.0	9.1	0.9
2,5	Smålandsfarvandet	11.3	3.9	11.2	3.9	9.8	3.4
2,6	Østersøen	10.5	1.1	10.4	1.1	9.2	1.0
3,1	Bornholm	11.1	0.7	11.1	0.7	9.8	0.6
4,1	Vidå-Kruså	17.0	1.9	16.7	1.8	14.8	1.6
	Internationalt Vidå-Kruså	17.3	0.4	16.8	0.4	14.8	0.4
	Samlet for Danmark		55		54		48

Konklusion og diskussion af usikkerheder

Samlet set forventes et fald i depositionen af kvælstof til danske landområder fra 55.000 ton i 2013 til 48.000 ton i 2021. Dette er et fald på omkring 6.000 ton. Dette er noget mindre end vurderet i 2014, hvor der blev beregnet et forventet fald fra 60.000 ton i 2012 til 51.000 ton i 2021 svarende til et samlet fald på 9.000 ton (Jensen et al, 2016). Der er en del årsager til denne ændring:

- Der er anvendt to forskellige udgangspunkter for fremskrivningerne (2012 mod 2013). Dette har dog nok kun mindre betydning, da der ikke har været de store ændringer i emissionerne fra 2012 til 2013.
- De nye beregninger er baseret på opdaterede og forbedrede emissioner.
- DEHM og de meteorologiske input-data er blevet forbedret siden beregningerne i 2014.
- Der er forskel i de meteorologiske forhold anvendt til beregningerne (se nedenfor).

På basis af navnlig de forbedrede emissionsdata vurderes resultaterne præsenteret i nærværende rapport at være de mest korrekte. For de forventede depositioner for 2021 er forskellen mellem den nye og gamle opgørelse endvidere kun på 6 %, hvilket ligger inden for den usikkerhed, som denne type modelberegninger kan udføres med ($\pm 40\%$, Ellermann et al., 2019a). Der er derfor ikke ændret signifikant i forventningerne til depositionen i 2021.



Figur 8.1.4. Den forventede geografiske fordeling af kvælstofdepositionen til hovedvandoplandene i 2021. De røde tal viser hovedvandoplandenes nummer, og de sorte tal angiver kvælstofdeposition per arealenhed (kgN/ha). Navnene på hovedvandoplandene fremgår af tabel 2. Kortet er hentet fra Miljø- og fødevarerministeriets Miljøgis (<http://miljoegis.mim.dk/cbkort?&profile=vandrammedirektiv2-bek-2019>).

Ved at sammenligne resultaterne for de tre forskellige meteorologiske år (tabel 3.8.1.3) er det muligt at vurdere, hvordan de naturlige meteorologiske variationer fra år til år påvirker depositionen og udviklingstendensen. For det samme beregnings år er der fra 4.600-5.900 ton forskel mellem depositionen, hvilket svarer til omkring 10 %. Variationen mellem de meteorologiske år er derfor af samme størrelsesorden, som den beregnede ændring fra 2013 til 2021.

Endvidere er der omkring 1.000 ton forskel mellem den forventede ændring i kvælstofdepositionen fra 2013 til 2017 alt efter, hvilket meteorologisk år der vælges. Til gengæld er den relative ændring nogenlunde uafhængig af det meteorologiske år. Brug af gennemsnit af tre meteorologiske år har derfor givet væsentlig større sikkerhed for de beregnede fremskrivninger.

Tabel 3.8.1.3. Forskel i beregnet deposition af kvælstof for hvert af de tre meteorologiske år 2016, 2017 og 2018. Endvidere angives forskellen i deposition mellem de tre meteorologiske år, og hvordan de tre meteorologiske år påvirker den beregnede ændring i depositionen fra 2013 til 2021.

Meteorologisk år	Beregningsår			Forskel fra 2013 til 2021	
	2013	2017	2021	kton	%
2016	56.9	56.8	50.3	6.6	11.6
2017	55.6	54.8	48.7	6.8	12.3
2018	51.4	50.9	45.7	5.7	11.0
Gennemsnit	54.6	54.2	48.3	6.4	11.6
Forskel mellem meteorologiske år	5.5	5.9	4.6	1.1	

Fremskrivninger af emissionerne til 2021 er den faktor, som giver den største usikkerhed. I dette projekt er det valgt, at alle EU-medlemslande overholder emissionslofterne angivet i NEC-direktivet, med mindre de nationale fremskrivninger angiver forventede emissioner under emissionslofterne. Det er en forudsætning for opnåelse af et fald på omkring 12 %, at disse antagelser holder.

For en række lande (herunder Danmark for ammoniakemissionerne) gælder, at de nationale basisfremskrivninger viser, at disse lande ikke vil kunne imødekomme de bindende emissionslofter uden at implementere yderligere tiltag. Om dette er muligt, kan ikke vurderes her.

For andre lande er forventningerne, at landene vil overopfylde emissionslofterne. Det gælder for eksempel for Tyskland vedrørende emissionerne af NO_x. I de her anvendte emissioner er der taget udgangspunkt i fremskrivningerne fra 2018, hvor Tyskland vurderede, at emissionerne af NO_x ville være omkring 828.000 ton i 2020, hvilket er pænt under emissionsloftet på 1007.000 ton. For nyligt har Tyskland indrapporteret nye fremskrivninger af emissionerne af NO_x, og her et år senere vurderes emissionerne til at være på 958.000 ton (Nielsen, 2019), hvilket fortsat er under emissionslofterne, men omkring 15 % højere end fremskrivningen fra 2018. Det skal bemærkes, at de nye fremskrivninger fra 2019 er kommet så sent, at det ikke har været muligt at benytte disse til scenarieberegningerne foretaget i dette projekt.

Alt i alt vurderes, at usikkerhederne på fremskrivningerne af emissionerne er meget store, hvilket igen betyder, at usikkerheden på beregning af den forventede deposition i 2021 er stor. Hvor stor er vanskeligt at vurdere, men umiddelbart vurderes, at usikkerheden på fremskrivningen vil være mindst lige så stor eller større end den ændring, som forventes fra 2013 til 2021. Endvidere skal det bemærkes, at det er en meget stor opgave at vurdere usikkerhederne på fremskrivningerne, og at det ikke ligger inden for dette projekts rammer at foretage en sådan vurdering.

3.8.2 Estimering af reduceret deposition på udvaskningen

Jørgen E. Olesen

Kvælstof afsættes på hele landarealet, og effekten af den afsatte kvælstofmængde må forventes at afhænge af både arealtype og tidspunkt på året for afsætningen. Jensen et al. (2014) anvendte en generel udvaskningsfaktor på 40 %. Dette blev revurderet til ca. 35 % af Jensen et al. (2016) baseret på opgørelse af depositionens tidsmæssige fordeling på året. Ingen af disse studier vurderede dog effekten af arealanvendelse på kvælstofudvaskningen.

Her skelnes mellem udvaskningen i vækstperioden (marts til juli) og den resterende periode (august til februar). Opgørelse af depositionens gennemsnitlige fordeling over året med udgangspunkt i de ovennævnte modellerede data viser, at 54,8 % af kvælstofdepositionen afsættes i perioden marts til juli.

Arealfordelingen af forskellige arealanvendelser for det danske landareal for 2016 er vist i tabel 3.8.2.1. Året 2016 er valgt, fordi det ligger centralt i perioden 2012 til 2021. De væsentligste arealanvendelser er landbrug med 60.5 % og skove og natur med 23.5 %. For hver type arealanvendelse er der i tabel 3.8.2.1 angivet udvaskningsfaktor for deponeret N for henholdsvis perioden marts til juli (vækstsæsonen) og august til februar. Udvasningsfaktorer angiver, hvor stor en del af kvælstoffet, der udvaskes fra rodzonen.

Tabel 3.8.2.1 Fordeling af arealanvendelse i 2016 og tilhørende udvaskningsfaktorer for perioderne marts-juli og august-februar.

Arealanvendelse	Areal andel (%)	Udvasningsfaktor (%)	
		Marts-juli	August-februar
Byer og kunstige overflader	8.0	30	50
Veje og jernbaner	5.8	50	90
Skov og natur	23.6	15	30
Søer og vandløb	2.2	100	100
Landbrug, bar jord/spildkorn	13.9	20	60
Landbrug, efterafgrøder	9.3	20	40
Landbrug, græs	14.7	20	30
Landbrug, vinterraps	4.0	20	30
Landbrug, vintersæd	18.5	20	50

Kvælstof tilført på landbrugsarealet i vækstperioden antages at have en udvaskningsfaktor på 20 % (Børgesen et al., 2015). Udvasningen af deponeret kvælstof på landbrugsarealet uden for denne vækstsæson må formodes at afhænge af vegetationsdækket. Dog må det formodes, at en større andel af deponeret N udvaskes uden for vækstsæsonen, selv på arealer med vegetationsdække, på grund af lavere vækst og større afstrømning i vinterperioden. Effekten er skønnet for de forskellige vegetationsdækker for efterårs- og vinterperioden på landbrugsarealet (3.8.2.1). For søer og vandløb er udvasningsfaktoren sat til 100 %, da kvælstof her deponeres direkte i recipienten. For skove og natur er der benyttet lavere udvasningsfaktor end for landbrug, da disse arealer generelt er ugødede. For byer og kunstige overflader antages en del af det deponerede kvælstof at blive ført direkte med vandafledning til recipienten, og dette er i endnu højere grad tilfældet for veje og jernbaner. Derfor er udvasningsfaktoren skønnet at være højere for disse areal typer. Samlet fås en areal- og tidsvægtet udvasningsfaktor på 33 %. Der er dog knyttet en usikkerhed til dette estimat, og der benyttes i det følgende et usikkerhedsinterval for udvasningsfaktoren på 30-36 %.

Den samlede reduktion i depositionen er beregnet til 6.417 ton N/år over perioden 2013 til 2021 (tabel 3.8.1.2). Det antages, at dette også gælder for perioden 2012 til 2021, da der ikke blev observeret ændringer i depositionen i starten af perioden. Dette giver en samlet reduktion i udvasningen på 1925 til 2310 ton N/år, når usikkerheden i udvasningsfaktoren tages i betragtning. Denne usikkerhed medtager dog ikke usikkerheder i de nødvendige yderligere tiltag frem mod 2021 til reduktion af kvælstofemissionerne og usikkerheder i vejrforhold, der også påvirker depositionen.

Tabel 3.8.2.2. Fordeling af effekt på reduceret N udvaskning fra reduceret deposition på oplandene i 2018 og 2021 i forhold til 2012.

Opland	Reduceret udvaskning (ton N/år)			
	2018		2021	
	Min	Max	Min	Max
1.1 Nordlige Kattegat	11	13	102	122
1.2 Limfjorden	13	15	310	372
1.3 Mariager Fjord	5	6	29	35
1.4 Nissum Fjord	7	8	68	81
1.5 Randers Fjord	11	13	147	176
1.6 Djursland	1	1	40	48
1.7 Århus Bugt	5	5	33	39
1.8 Ringkøbing Fjord	17	20	162	194
1.9 Horsens Fjord	-1	-1	34	40
1.10 Vadehavet	22	26	232	278
1.11 Lillebælt – Jylland	1	1	109	130
1.12 Lillebælt – Fyn	0	0	42	51
1.13 Odense Fjord	3	4	53	64
1.14 Storebælt	0	0	23	27
1.15 Sydfynske Øhav	3	3	34	40
2.1 Kalundborg Fjord	3	4	43	51
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	10	12	77	92
2.3 Øresund	5	6	32	38
2.4 Køge Bugt	3	3	44	53
2.5 Smålandsfarvand	11	13	155	186
2.6 Østersøen	4	4	44	52
3.1 Bornholm	0	0	23	28
4.1 Kruså og Vidå	14	16	92	111
Hele landet	144	173	1925	2310

Det skal bemærkes, at reduktionen i depositionen i perioden 2012 til 2018 kun er opgjort til 479 ton N/år svarende til en reduktion i N udvaskningen på 144 til 173 ton/år. Langt hovedparten af reduktionen i depositionen og den resulterende udvaskning vil derfor skulle ske i perioden fra 2018 til 2021.

Konklusion

Ved Revurdering af baseline (Jensen et. al 2016) blev effekten af reduktionen i deponeret kvælstof estimeret til ca. 3000 ton, og der blev ikke beregnet en usikkerhed på estimatet. Det nye lavere estimat på 1925-2310 ton N skyldes primært, at det forventede fald i deposition i nærværende rapport er mindre (kapitel 3.8.1). Den reviderede udvaskningsfaktor ligger på niveau med udvaskningsfaktoren i Jensen et al. (2016).

3.9 Efterafgrøder

Effekten af de målrettede efterafgrøder skal ikke inddrages i denne opdatering af baseline 2021. Anvendelsen af pligtige efterafgrøder er uændret i forhold til Revurdering af baseline i 2015, hvorfor de ikke behandles yderligere.

3.10 Slæt i stedet for afgræsning på konventionelle kvægbrug

Troels Kristensen & Jørgen E. Olesen

I konventionel kvægproduktion er der en udvikling mod, at en stigende andel af græsarealet udnyttes til slæt i stedet for afgræsning. Denne udvikling vil reducere udvaskning fra rodzonen. Det sker primært, fordi afsætningen af urin og gødning under afgræsning giver en stor markvariation i N-koncentrationen, som trods en kun lidt højere N-overskud på markniveau sammenlignet med slæt bidrager til en højere udvaskning (Kristensen et al. 2011). Ændringer i andel af græs, som slættes, er udelukkende beregnet for de konventionelle malkekvægsbedrifter, idet ændringer af udnyttelsen i græsmarken ved overgang til økologisk drift er indregnet i estimatet for ændringer i udvaskningen ved omlægning til økologi.

Ændringer i mælkeproduktionen

I Jensen et al. (2016) blev der beregnet en forventet reduktion i arealet med græs udnyttet til afgræsning på 16.800 ha i den konventionelle mælkeproduktion ud fra antagelser om en uændret total mælkeproduktion i Danmark, en stigning i den økologiske produktion på 2 % og en faldende andel af konventionelle dyr på græs, samt en ydelsesstigning per ko på 160 kg mælk årligt i perioden fra 2012 til 2021.

Den faktiske mælkeproduktion i Danmark er perioden fra 2012 til 2018 steget med 699 mio. kg, og der har været en årlig stigning i ydelsen pr. ko på 233 kg mælk. Det betyder, at der trods en stigning i den samlede produktion, stort set har været et uændret antal malkekøer. Andel af økologisk mælk er i samme periode steget fra 9,4 til 11,8 %, se tabel 3.10.1.

Ved en lineær fremskrivning af udviklingen i produktionen totalt og pr. ko vil der, som det fremgår af tabel 3.10.1, være et næsten uændret antal malkekøer i 2021 sammenlignet med 2012. Udviklingen i andel økologi er antaget som for scenarie B, afsnit 3.4 i denne rapport, med en samlet andel af økologisk produktion på 14 % i 2021 af det samlede landbrugsareal i Danmark. Dette scenarie er valgt, fordi mælkeproduktion er den driftsgren med størst andel af økologi, og eftersom den økologiske mælkeproduktion udgør 11,8 % i 2018 og dermed allerede har oversteget den generelle andel af produktionsarealet, der dyrkes økologisk, estimeret for scenarie A på 11 % i 2021, afsnit 3.4 i denne rapport.

Ved vurderingen af andel af konventionelle dyr, der afgræsser, indgår, at besætningsstørrelsen er stigende fra 145 køer pr. bedrift i 2012 til forventet 225 køer i 2021, da flere undersøgelser har påvist en nedgang i andel af dyr på græs ved stigende besætningsstørrelse (Kristensen et al., 2011; Kristensen & Sørensen, 2017). Den estimerede andel af konventionelle dyr på græs i 2018 er baseret på resultater fra Kristensen & Sørensen (2017), mens den lidt mindre andel i 2021 er estimeret ud fra den negative sammenhæng mellem besætningsstørrelse og andel af dyr på græs.

Ved beregning af det afgræssede areal er der antaget en optagelse af græs på 725 FE for konventionelle køer på græs og på 650 FE for konventionelt opdræt på græs årligt, samt et udbytte på 6.000 FE årligt fra græsmarken (Kristensen, 2015).

Tabel 3.10.1. Mælkeproduktion i Danmark 2012 og 2018 baseret på Danmarks Statistik og lineær fremskrivning heraf til 2021 samt andele af konventionelle køer på græs, som angivet i teksten og det konventionelle græsareal, der afgræsses.

År	2012	2018	2021
Mælkeproduktion indvejet, mio. kg	4995	5694	6095 ¹⁾
Andel økologiske, %	9,4	11,8	14,0
Ydelse pr. ko, kg mælk leveret årligt	8500	9900	10600 ¹⁾
Køer pr. bedrift, stk	145	200	228 ¹⁾
Antal årskøer, 1000 stk	587	575	575
Heraf konventionelle, 1000 stk	532	507	494
Andel konventionelle køer på græs, %	20	14	13
Andel konventionelle ungdyr på græs, %	52	50	48
Afgræsning, konventionel, ha	42800	36000	33500

¹ Lineær fremskrivning ud fra produktion 2012 til 2018 Danmarks Statistik.

Baseret på disse forudsætninger er det samlede areal med afgræsset græs på de konventionelle malkekvægsbrug beregnet til henholdsvis 42.800, 36.000 og 33.500 ha i de tre år, svarende til en reduktion i arealet med konventionelt græs som afgræsses på 6.800 ha fra 2012 til 2018 og på 9.300 ha fra 2012 til 2021. Dette estimat er lavere end de 17.000 ha anvendt i Jensen et al (2016). Det lavere estimat skyldes primært, at der her regnes med en stigning i den samlede mælkeproduktion mod en stagnation i Jensen et al (2016). Det betyder, at antallet af konventionelle køer i denne vurdering er på 494.000 mod 440.000 beregnet ud fra baggrunddata til Jensen et al (2016) trods den større økologiske andel af mælkeproduktionen og større ydelsesstigning pr. ko i denne rapport sammenlignet med Jensen et al (2016).

Effekten på udvaskning

Ved beregning af kvælstofeffekt på konventionelle kvægbrug er der anvendt samme effekt som i Jensen et al (2016) og fordeling heraf mellem jordtyper svarende til 85 % af græsarealet på sandjord (JB1-4) og 15 % på lerjord (>JB4). Effekten på udvaskning fra rodzonen er i Kristensen et al. (2011) beregnet til 10-60 kg N/ha i sandjord og 0-25 kg N/ha i lerjord. Det antages, at der anvendes slæt i stedet for afgræsning på 6.800 ha og 9.300 ha konventionelt græs i henholdsvis 2018 og 2021 i forhold til 2012, hvorved en samlet effekt kan beregnes som vist i tabel 3.10.2.

Tabel 3.10.2. Reduktion i areal med afgræsning på konventionelle kvægbrug i henholdsvis 2018 og 2021 i forhold til 2012 og kvælstofeffekt i 2021 estimeret for sandjord, lerjord og i alt.

	2018			2021		
	Sandjord	Lerjord	I alt	Sandjord	Lerjord	I alt
Reduktion i areal med afgræsning, ha	5780	1020	6800	7900	1400	9300
Reduktion i udvaskning fra rodzonen ved slæt i forhold til afgræsning, kg N/ha	10 - 60	0 - 25		10 - 60	0 - 25	
Samlet reduktion i udvaskning fra rodzonen, tons N	58 - 347	0 - 26	58 - 372	79 - 474	0 - 35	79 - 509

Effekt på oplande fordelt ud fra arealet med konventionelt græs i omdrift i 2012 er vist i tabel 3.10.3.

Table 3.10.3. Reduktion i udvaskning (ton N) fra rodzonen forårsaget af mindre andel afgræsning i konventionelt kvægbrug i henholdsvis 2018 og 2021 opgjort i forhold til 2012 og fordelt på hovedvandområder ud fra arealet med konventionelt græs i 2012.

Hovedvandområde	Areal 2012		Effekt udvaskning fra rodzonen (ton N)	
	Konventionel græs i omdrift (ha)	Fordeling andel	2018	2021
1,1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	16.416	0,07	4 - 26	6 - 36
1,2 Limfjorden	62.191	0,27	15 - 99	21 - 135
1,3 Mariager Fjord	3.943	0,02	1 - 6	1 - 9
1,4 Nisum Fjord	10.657	0,05	3 - 17	4 - 23
1,5 Randers Fjord	15.825	0,07	4 - 25	5 - 34
1,6 Djursland	3.275	0,01	1 - 5	1 - 7
1,7 Århus Bugt	2.054	0,01	1 - 3	1 - 4
1,8 Ringkøbing Fjord	23.608	0,10	6 - 37	8 - 51
1,9 Horsens Fjord	2.274	0,01	1 - 4	1 - 5
1,10 Vadehavet	45.675	0,19	11 - 72	15 - 99
1,11 Lillebælt/Jylland	7.314	0,03	2 - 12	2 - 16
1,12 Lillebælt/Fyn	2.473	0,01	1 - 4	1 - 5
1,13 Odense Fjord	2.575	0,01	1 - 4	1 - 6
1,14 Storebælt	947	0,00	0 - 2	0 - 2
1,15 Det Sydfynske Øhav	1.808	0,01	0 - 3	1 - 4
2,1 Kalundborg	2.421	0,01	1 - 4	1 - 5
2,2 Isefjord og Roskilde Fjord	6.806	0,03	2 - 11	2 - 15
2,3 Øresund	2.853	0,01	1 - 5	1 - 6
2,4 Køge Bugt	1.866	0,01	0 - 3	1 - 4
2,5 Smålandsfarvandet	5.301	0,02	1 - 8	2 - 11
2,6 Østersøen	1.646	0,01	0 - 3	1 - 4
3,1 Bornholm	2.297	0,01	1 - 4	1 - 5
4,1 Vidå-Kruså	10.401	0,04	3 - 17	4 - 23
Hele landet	234.626	1,00	58 - 372	79 - 509

Konklusion

Overgang fra afgræsning til slæt vil reducere udvaskningen fra rodzonen med 79 til 509 ton N i 2021 sammenlignet med 2012. Variationen skyldes, at den konkrete effekt vil afhænge af driftspraksis, som f.eks. belægningen på de afgræssede arealer, fordeling af afgræsning over året og mellem marker. Herudover er der en usikkerhed forårsaget af, at andel af køer på græs og deres årlige optag af græs, ikke fremgår af de normale statistiske opgørelser. Niveau og udviklingen er således baseret på en sammenstilling af forskellige undersøgelser over tid. Derfor afhænger sikkerheden af de enkelte undersøgelser repræsentativitet for kvægbrug generelt i Danmark.

3.11 Udvikling i udbytter og kvælstofnorm

Jørgen E. Olesen, Gitte Blicher-Mathiesen, Finn P. Vinther, Johannes L. Jensen, & Ingrid K. Thomsen

Indledning

Udviklingen i forskellen mellem tilførte kvælstofmængder i gødning og høstet kvælstof i kerner som følge af teknologisk udvikling i dyrkning og sorter kan give anledning til ændringer i den samlede kvælstofbalance, som også vil påvirke udvaskningen. Der gives her en gennemgang af de tilgængelige data med henblik på at estimere udviklingen i kvælstofbalancen opgjort som forskellen mellem tilført og høstet kvælstof ved gødsning ved de økonomisk optimale normer i perioden 2012 til 2018.

Udviklingen i høst/kerne- og kvælstofudbytter (afsnit 1 nedenfor) er analyseret ved to tilgange. Der er gennemført en analyse baseret på Danmarks Statistiks opgørelser. Denne analyse er udførligt beskrevet i Bilag 1, og nedenfor i afsnit 1.1 er der alene givet en kort sammenfatning. En anden analyse er baseret på forsøg med stigende N under Landsforsøgene med vinterhvede og vårbyg (afsnit 1.2).

Analysen af udviklingen i kvælstofnormer (afsnit 2) er baseret på Normudvalgets indstillinger til Landbrugsstyrelsen af de økonomisk optimale normer. Denne analyse er udførligt beskrevet i Bilag 2, og nedenfor i afsnit 2.1 er der alene givet en kort sammenfatning. Supplerende analyser af vinterhvede og vårbyg fra forsøg med stigende gødningsmængder i Landsforsøgene (SEGES) vedr. økonomisk optimale normer er beskrevet i afsnit 2.2

Endelig i afsnit 3 er der set på relationer mellem udbytter og normer, og der gives et samlet estimat af, hvilken effekt dette måtte have på udvaskningen.

1. Udbytter

1.1 Udbytter fra Danmarks Statistik

Udviklingen i udbytter og arealfordeling som opgjort af Danmarks Statistik er beskrevet i bilag 1, og her gives en kort sammenfatning:

Udviklingen i arealer og høstudbytter (hkg/ha/år) med tilhørende trends for perioden (1990) 2006-2017:

- Det samlede areal med vårbyg og vinterhvede er i hele perioden 1990-2018 reduceret med ca. 3.500 ha/år og med ca. 6.100 ha/år i perioden 2006-2018. Det samlede kornareal er i 2006-2018 reduceret lidt mindre (ca. 4.500 ha/år), bl.a. fordi især arealet med vinterrug i den seneste periode er steget fra ca. 30.000 ha til 100.000 ha.
- Analyser af vinterhvede og vårbyg i perioden 1990-2017 viser, at udbyttetrenden for vinterhvede varierede mellem 0,2 og 3,4 hkg/ha/år og for vårbyg mellem 0,2 og 1,5 hkg/ha/år afhængig af periode og antal år i beregningen. For begge afgrøder ses den største stigning de seneste 5-10 år.
- For alle afgrøder, undtagen majs til ensilering, har der været en positiv trend i høstudbytter i perioden 2006-2017. Trenden varierer mellem 0,8 og 1,7 hkg/ha/år for hhv. vinterhvede og vinterrug, og for korn i alt er den beregnet til 0,9 hkg/ha/år. Udbytterne i sukkerroer og kartofler er steget med hhv. ca. 12,7 og 4,4 hkg/ha/år, græs i omdrift med ca. 1 AE/ha/år, og i majs er udbyttet faldet med ca. 0,3 AE/ha/år.

Udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) med tilhørende trends for perioden 2006-2017:

- For korn og raps har der været en positiv trend for alle afgrødetyper varierende fra 0,7 kg N/ha/år for vinterhvede og vinterbyg til 1,4 kg N/ha/år for vinterrug og vinterraps. For vårbyg er udbyttetigningen beregnet til 1,0 kg N/ha/år og for korn i alt til 0,6 kg N/ha/år. For rodfrugter, bælgssæd og grovfoder, undtagen majs, har der ligeledes været en positiv trend varierende fra 1,2 kg N/ha/år for kartofler til 3,3 kg N/ha/år for hestebønner. En negative trend for majs til ensilering er beregnet til -1,2 kg N/ha/år.
- Den gennemsnitlige kvælstofudbyttetrend i perioden 2006-2017, dels med den aktuelle afgrødefordeling og dels med den samme gennemsnitlige afgrødefordeling i alle årene, er beregnet til hhv. 0,8 og 1,2 kg N/ha/år. Udbyttetrenden med den samme gennemsnitlige afgrødefordeling i alle årene falder til 0,9 kg N/ha/år, når årene 2016-2017 uden normreduktion udelades.

Udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) med tilhørende trends for perioden 1990-2017:

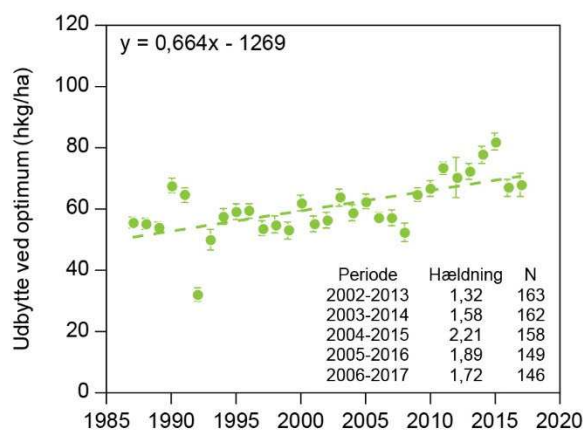
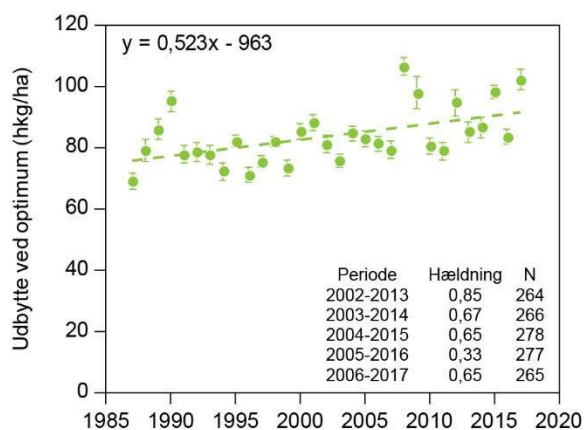
- For vinterhvede har udbyttetrenden varieret mellem -0,7 og 3,6 kg N/ha/år og for vårbyg mellem 0 og 1,8 kg N/ha/år afhængig af periode og antal år. Startåret for beregningen har stor betydning for den beregnede trend.
- Den gennemsnitlige afgrødevægtede trend har varieret mellem 0 og 2,3 kg N/ha/år afhængig af periode og antal år. En gennemsnitlig trend for perioden fra midt 1990'erne til 2017 er estimeret til 0,6 kg N/ha/år.

1.2 Udbytter fra Landsforsøgene med stigende N

SEGES gennemfører hvert år et stort antal gødningsforsøg med stigende N, som udgør det primære grundlag for udarbejdelsen af kvælstofnormerne. Forsøgene anlægges normalt i dyrkede marker, således at de er tæt knyttet til praksis mht. sorter, planteværn og lignende. Der gennemføres ca. 1.000 forsøg årligt, hvoraf ca. 175 er gødningsforsøg.

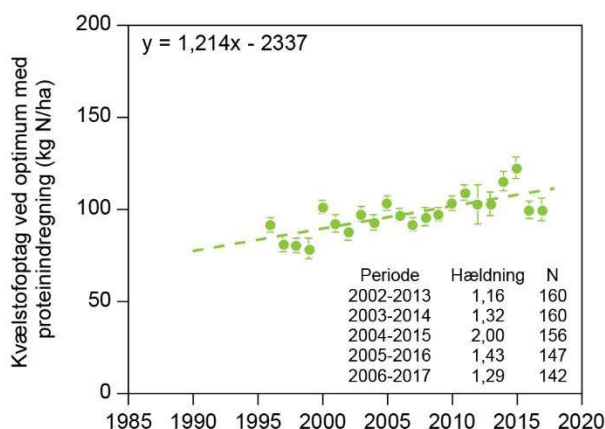
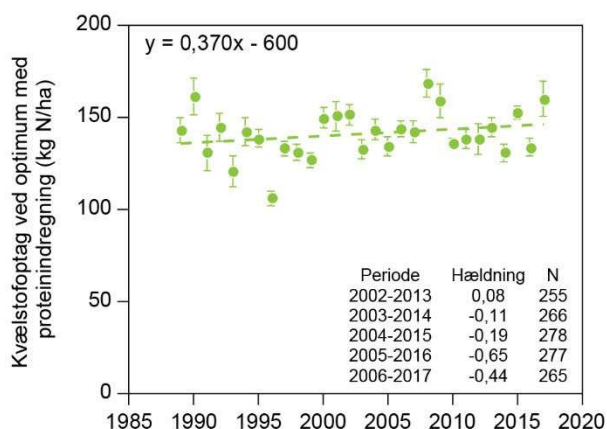
Med henblik på at estimere udviklingen i høstudbytter ved økonomisk optimal N-tilførsel er der for vinterhvede og vårbyg gennemført beregninger af økonomisk optimale normer, som i detaljer er beskrevet i Drejebogen (2018). Metoden er kort beskrevet i afsnit 2 – Kvælstofnormer. Ud fra disse beregninger er det muligt også at beregne et høstudbytte (hkg/ha) og et kvælstofudbytte (kg N/ha) ved økonomisk optimal kvælstofgødsning. Det skal nævnes, at høstudbytter er estimeret ved økonomisk optimal kvælstof-gødsning uden proteinindregning, mens kvælstofudbyttet er estimeret ved økonomisk optimal kvælstofgødsning med proteinindregning. Der er dog stort set ingen forskel i høstudbyttet afhængig af, om det estimeres ved økonomisk optimal tilførsel med eller uden proteinindregning (figur 3.11.1 og 3.11.2). Det fremgår af figur 3.11.1 og 3.11.2, at der er en betydelig variation mellem årene, som primært skyldes forskelle i vejrforholdene. Desuden ses i de indsatte tabeller, at perioden for opgørelse har en afgørende betydning for den beregnede trend.

Figur 3.11.1 viser udviklingen i kerneudbytter, og for både vinterhvede og vårbyg er der beregnet positive trends; 0,5 hkg/ha/år for vinterhvede og 0,7 hkg/ha/år for vårbyg. Indsatte tabeller viser trends for sammenlignelige 10-års perioder. Disse to afgrøder udgør tilsammen omtrent halvdelen af det dyrkede areal, og den gennemsnitlige ændring i høstudbytte af netop vårbyg og vinterhvede er væsentlige faktorer i normfastsættelsen, idet ændringen i disse afgrøder er bestemmende for ændringen i udbytte- og kvælstofnorm for græs og andet grovfoder (Drejebogen, 2018).



Figur 3.21.1. Høstudbytter (hkg/ha) for vinterhvede (tv) og vårbyg (th) estimeret ved økonomisk optimal kvælstofgødskning uden proteinindregning.

I relation til baseline er det mest relevant at se på udviklingen i kvælstofudbytter, som er vist i figur 3.11.2. Trenden for hele perioden er beregnet til 0,4 kg N/ha/år for vinterhvede og 1,2 kg N/ha/år for vårbyg. Trenden er dog beregnet for forskellige perioder i de to afgrøder. Indsatte tabeller viser udbyttetrends for delperioder på 10 år mellem 2002 og 2017, hvor det fremgår, at trenden i den seneste 10-årsperiode er beregnet til 1,3 kg N/ha/år for vårbyg og -0,4 kg N/ha/år for vinterhvede.



Figur 3.11.2. Kvælstofudbytter (kg N/ha) for vinterhvede (tv) og vårbyg (th) estimeret ved økonomisk optimal kvælstofgødskning med proteinindregning. Beregnet ud fra Landsforsøgene for forsøgsdata med stigende N.

Sammenlignes udbytterne i figur 3.11.1 og 3.11.2 opgjort ved økonomisk optimal N-tilførsel med udbytter i bilag 1 opnået i praksis, dvs. fra Danmarks Statistik, vil man se, at sidstnævnte er noget lavere, og at estimerede trends er lavere. Dette er ikke overraskende, da afgrøderne i praksis indtil 2016 som følge af normreduktion er dyrket under kvælstofbegrænsende forhold. Specielt synes især vinterhvede at have været påvirket af dette, hvorimod vårbyg synes at have klaret sig bedre under disse forhold (sammenlign med figur 3 og 9 i Bilag 1).

1.3 Estimeret trend for perioden 2012-2021

Analyser af data fra de opgjorte udbytter på landsplan viser, at der er betydelige usikkerheder knyttet til estimering af udbyttetrenden. Der er flere årsager til dette. Dels er der på grund af variation i vejrforhold en ganske stor variation i udbytter fra år til år, som gør det vanskeligt at estimere forholdsvis små ændringer. Desuden har en del af perioden været præget af underoptimale kvælstofnormer.

I perioden 2012 til 2018 er der sket væsentligt ændringer i normfastsættelsen i form af en ændret proteinkorrektion, der som anført neden for har øget de økonomisk optimale normer over perioden med 1,2 kg N/ha/år. Dette må forventes også at have påvirket udviklingen i kvælstofudbytter i danske landbrugsafgrøder ved normniveau, og disse er her skønnet at ligge mellem 0,8 og 1,2 kg N/ha/år for perioden 2012 til 2018. For perioden 2018 til 2021 forventes ikke yderligere ændringer i proteinkorrektion, og trenden i kvælstofudbytte ved gødskning ved de økonomisk optimale normer skønnes derfor at ligge på det halve af udviklingen frem til 2018, svarende til mellem 0,4 og 0,6 kg N/ha/år for perioden 2018-2021. Disse estimater understøttes af analyser fra gødningsforsøg i vinterhvede og vårbyg i Landsforsøgene.

2. Kvælstofnormer

2.1 Kvælstofnormer som fastsat af Normudvalget

Udviklingen i kvælstofnormer som fastsat af Normudvalget, inkl. en kort beskrivelse af metoden jf. Drejebogen (2018), er beskrevet i Bilag 2, og her gives en kort sammenfatning:

- Analyser af udviklingen i jordtypevægtede gennemsnitsnormer i perioden 2006-2019 viser en stigende trend (kg N/ha/år) for alle afgrøder undtagen majshelsæd og permanent græs.
- Analyser er gennemført af udviklingen ved aktuel afgrødefordeling og ved en gennemsnitlig afgrødefordeling.
- Ændringer i udbytter og især afgrødefordeling har væsentlig betydning for den gennemsnitlige norm.
- Beslutningen om at ændre proteinindregning i korn fra 50% til 75% bevirke, at den økonomisk optimale norm steg med ca. 3,5 kg N/ha ved gennemsnitlig afgrødefordeling.
- Afhængig af antal år, afgrødefordeling og proteinindregning er der estimeret trends mellem -0,2 og 1,9 kg N/ha/år
- Der er estimeret en trend på ca. 0,7 kg N/ha/år for udviklingen i økonomisk optimal norm for perioden 2006-2019 ved gennemsnitlig afgrødefordeling.

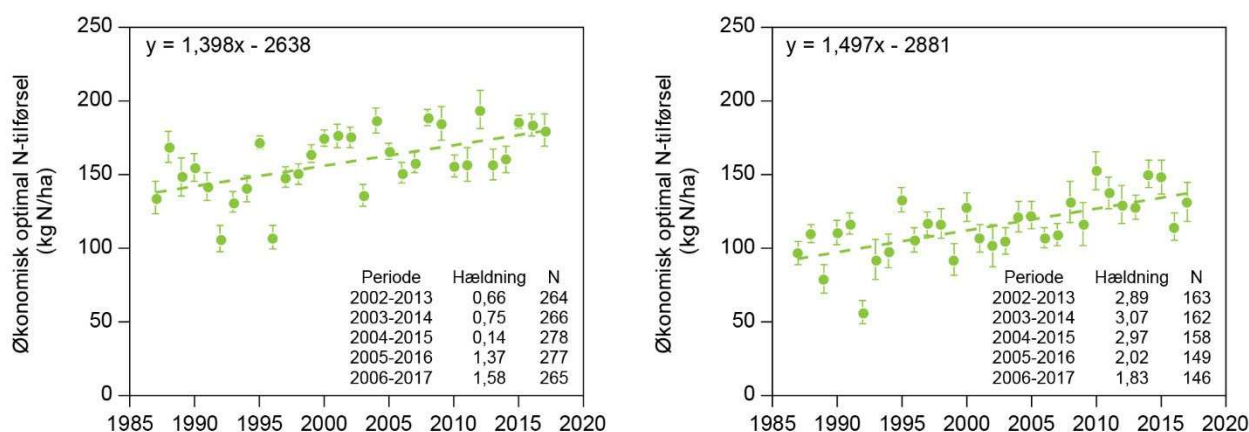
2.2 Kvælstofnormer beregnet fra Landsforsøgene med stigende N

Analyserne sammenfattet ovenfor og beskrevet i Bilag 2 er her suppleret med analyser af udvikling i økonomisk optimal N-niveau i vinterhvede og vårbyg fra Landsforsøgene med stigende N.

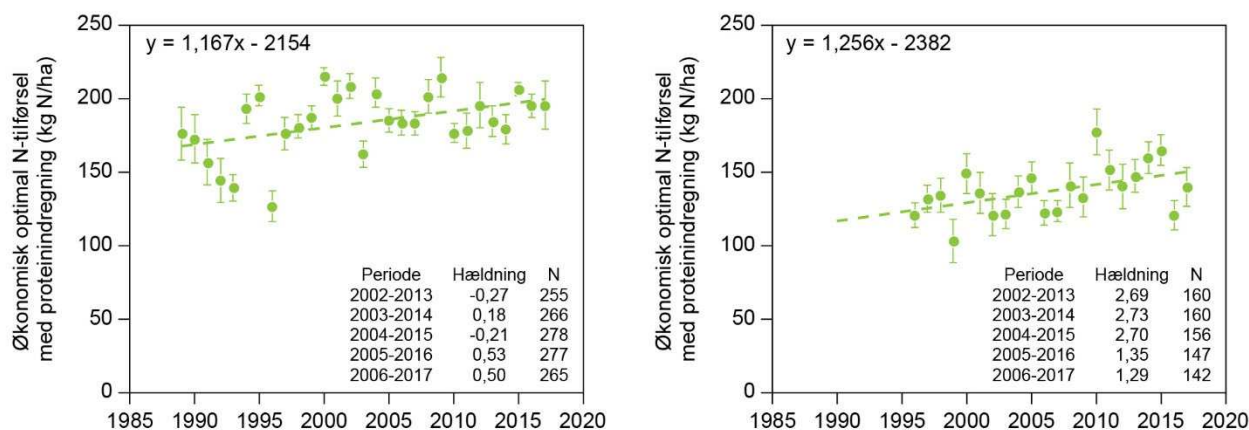
For hvert forsøg er den økonomiske optimale N-tilførsel (ØKON) beregnet som beskrevet i Drejebogen (2018), dvs. ved brug af et tredje- eller andengradspolynomium. Der er benyttet et fast bytteforhold mellem kvælstof- og kornpris på 6,3 kg N/kg korn. Tilsvarende er den økonomiske optimale N-tilførsel med indregning af værdien af protein (ØKOP) beregnet som beskrevet i Drejebogen. I forbindelse med estimering af denne er værdien af protein pr. pct. enhed pr. hkg fastsat til 3,5 kr./hkg. Kvælstofoptaget i kernen ved

optimal N-tilførsel med proteinindregning er beregnet ved at tilpasse et andengradspolynomium til kvælstofoptag i kernen som funktion af N-tilførsel og så løse det ved ØKOP. Regressionsanalysen er lavet på 10-års perioder inden for 2003-2017 samt for 1987-2017. I 1987 og 1988 blev der i vinterhvede kun estimeret kerne-N i hhv. 1 og 2 forsøg, hvorfor disse år er udeladt for ØKOP samt kvælstofoptag i kernen. I vårbyg blev der først estimeret kerne-N fra 1996.

I figur 3.11.3 og 3.11.4 ses, at det er helt afgørende for trenden, hvilken periode der lægges til grund for beregningen. I de indsatte tabeller ses, at der for den seneste 10-års periode (2006-2017) er beregnet trends for økonomisk optimal N-tilførsel fra 0,5 til 1,6 kg N/ha/år for vinterhvede afhængig af, om der indregnes protein eller ej, og tilsvarende for vårbyg fra 1,3 til 1,8 kg N/ha/år.



Figur 3.11.3. Økonomisk optimal N-tilførsel for vinterhvede (t.v.) og vårbyg (t.h.) uden indregning af protein.



Figur 3.11.4. Økonomisk optimal N-tilførsel for vinterhvede (t.v.) og vårbyg (t.h.) ved indregning af protein.

Sammenlignes de økonomisk optimale N-tilførsler i figur 3.11.3 og 3.11.4 med de økonomisk optimale normer fastsat af Normudvalget (figur 2 i Bilag 2), vil man se, at der forskelle. Selv om det er de samme forsøg med stigende N, der ligger til grund for Normudvalgets fastsættelse af normer, kan de dog ikke direkte sammenlignes. De økonomisk optimale N-tilførsler i 3.11.3 og 3.11.4 er beregnet direkte ud fra Landsforsøgene, hvorimod der i de af Normudvalgets

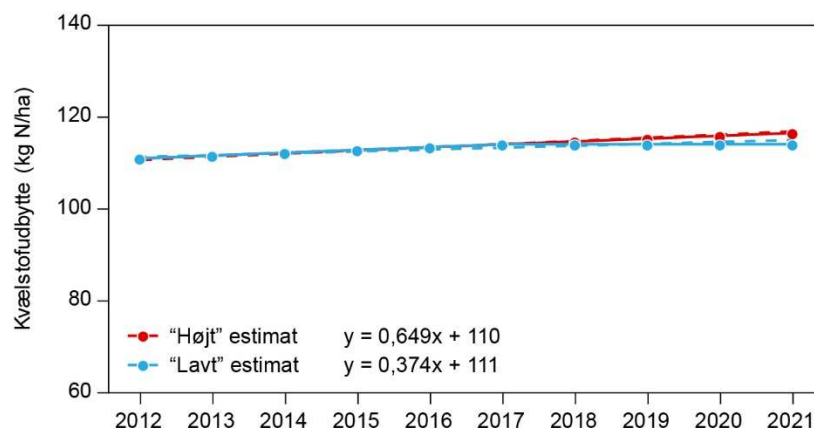
fastsatte normer indgår række korrektioner, jf. Drejebogen (2018). Det er korrektioner for jordtype, udbyttens niveau protein og priser for korn og kvælstof. Endvidere er normerne i figur 2 i Bilag 2 angivet som jordtypevægtede normer.

3. Estimering af udviklingen i N-udbytte og N-normer.

Som det fremgår af Bilag 1 kan der afhængig af metode, datagrundlag og perioden, der ligger til grund, beregnes trends i N-udbytte varierende mellem - 0,7 og 3,6 kg N/ha/år for vinterhvede og mellem 0 og 1,8 kg N/ha/år for vårbyg i perioden 1990-2017.

I relation til baseline er det mere relevant at se på den samlede udvikling, ikke kun for vinterhvede og vårbyg, men for et bredt udsnit af alle dyrkede afgrøder, og samtidig vurdere udviklingen ud fra udbytter opnået i praksis. Danmarks Statistiks opgørelser af høstudbytter vurderes at svare til, hvad der kan opnås praksis, og på grundlag heraf kan der som gennemsnit af 90 % af det dyrkede areal estimere en kvælstofudbytte trend for perioden 2012-2021 på 0,4 – 0,6 kg N/ha/år (Fig. 3.11.5). Disse trends er baseret på udviklingen fra midt 1990'erne til 2017 samt estimeret udvikling 2017-2021. For perioden 2012 til 2018 har der dog været en større stigning i de økonomisk optimale N-normer end i resten af perioden, bl.a. som følge af ændring i proteinkorrektionen (se neden for). For denne periode benyttes derfor en stigning i N-udbytter på 0,8 – 1,2 kg N/ha/år, jf. tabel 3 i bilag 1, hvor 0,8 kg N/ha/år er baseret på perioden 2001-2015 inden ophævelse af normreduktionen, og 1,2 kg N/ha/år er baseret på perioden 2003-2017, som så inkluderer to år uden normreduktion.

Figur 3.11.5. Estimeret udvikling i kvælstofudbytte 2012-2021. Se bilag 1 for forklaring, hvor trends er sammenholdt med aktuel udvikling fra midt 1990'erne.

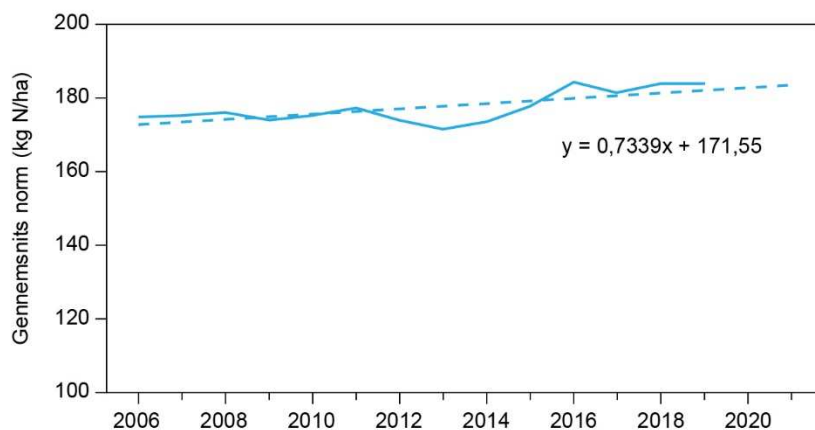


Det fremgår af Bilag 2, at også trends for økonomisk optimale N-normer er afhængig af metode, datagrundlag og perioden, der ligger til grund. For vinterhvede er der beregnet trends varierende fra -0,3 til 1,6 kg N/kg/ha og for vårbyg fra -0,3 til 3,0 kg N/ha/år i perioden 2006-2019. Men i relation til baseline er det også her mere relevant at se på den samlede udvikling for alle afgrøder og vurdere udviklingen ud fra normer "anvendt i praksis", nemlig i normerne fastsat af Normudvalget (Drejebogen, 2018). Jævnfør Bilag 2 vurderes et realistisk scenarie at være at estimere en trend baseret på flest antal år (2006-2019), gennemsnitlig afgrødefordeling, hvor betydningen af afgrødefordelingen reduceres, samt at der indgår ændringen i proteinindregning.

Trenden for dette scenarie er vist i figur 3.11.6 med en antagelse om, at trenden vil være gældende frem til 2021. Det vil sige, at trenden for perioden 2018-

2021 kan estimeres til ca. 0,7 kg N/ha/år. En nærmere beskrivelse heraf fremgår af bilag 2. I figur 3.11.6 kan det endvidere ses, at for perioden 2012 til 2018 er der tale om en større stigning. For denne periode anvendes den faktiske udvikling i de indstillede økonomisk optimale normer for perioden 2012-2017 med udgangspunkt i afgrødefordelingen i 2012. Dette giver en årlig stigning i den økonomisk optimale norm på 1,2 kg N/ha (jf. tabel 2.1.3 i afsnit 2.1), hvoraf en del skyldes, at der i perioden fra 2016 er indregnet 75 % af proteinprisen i korn mod tidligere 50 %.

Figur 3.11.6. Økonomisk optimal norm ved gennemsnitlig afgrødefordeling (2006-2019) med beregnet trend ved 75 pct. proteinværdi, og som antages at være gældende for 2018 til 2021. Se bilag 2 for forklaring.



Som det fremgår af ovenstående, skelnes mellem udvikling i både N normer og N udbytter for de to perioder 2012-2018 og 2018-2021. For perioden 2012-2018 forudsættes en stigning i udbytter på 0,8 – 1,2 kg N/ha/år. Stigningen i det økonomisk optimale N-norm er beregnet til 1,2 kg N/ha/år for denne periode. Dette giver et kvælstofoverskud (forskel mellem tilført kvælstofgødning og høstet udbytte) på 0 – 0,4 kg N/ha/år. For perioden 2018-2021 forudsættes en stigning i udbytter på 0,4 – 0,6 kg N/ha/år. Stigningen i den økonomisk optimale N-norm er anslået til 0,7 kg N/ha/år for denne periode. Dette giver et kvælstofoverskud på 0,1-0,3 kg N/ha/år. Disse ændringer i kvælstofoverskud forudsætter, at ændringer i gødningsmængder alene sker som handelsgødning. Det forudsættes desuden at være gældende for det konventionelt dyrkede landbrugsareal i 2012 på ca. 2.496.000 ha (2.679.000 – 183.000 ha) som i Jensen et al., 2016. Dette giver en stigning i kvælstofoverskuddet i perioden 2012-2018 på 0 – 5.990 ton N/år og for perioden 2012-2021 på 750 – 8240 ton N/år.

Marginaludvaskningen fra ændring af kvælstofoverskuddet som følge af øgede udbytter vil i stort omfang være knyttet til omsætning af organisk bundet kvælstof, og denne udvaskning vil derfor være påvirket af ændringer i jordens organiske kvælstofpulje på både kort og langt sigt. Der findes kun få danske og internationale undersøgelser, der har kvantificeret sammenhængen mellem kvælstofoverskud og kvælstofudvaskning. Kvælstofudvaskningens størrelse er større på sandjorden på lerjord, og der er også en kraftigere respons af kvælstofudvaskningen på stigende kvælstofoverskud på sandjord end på lerjord (Blicher-Mathiesen et al., 2014; Pandey et al., 2018). I et langvarigt forsøg med økologiske og konventionelle afgrøder blev der som gennemsnit af systemer med og uden efterafgrøder fundet en effekt på udvaskning på 22% af det ændrede kvælstofoverskud (De Notaris et al., 2018). Dette forsøg blev gennemført på en lerblandet sandjord. Piil (2019) fandt i forsøg med stigende gødningsmængder på tværs af jordtyper en effekt på udvaskning på 32% af det ændrede overskud. Derfor vurderes effekten på udvaskning at

være på 22 til 32% af det ændrede kvælstofoverskud (Jensen et al., 2016). Dette giver en samlet stigning i N udvaskningen for perioden 2012-2018 på 0 - 1.900 ton N/ha/år og for hele perioden 2012-2021 på 165-2.640 ton N/ha/år. I tabel 3.11.1 er effekten på reduktion af N udvaskning i rodzonen fordelt på hovedvandomplande.

Konklusion

I Jensen et al. (2016) blev effekterne af øgede normer og stigende udbytter beregnet separat. Effekten af øgede økonomisk optimale normer blev beregnet som en del af de samlede effekter af udvikling i gødningsforbrug. Det blev dog antaget, at der ville være en stigning på ca. 1,0 kg N/ha/år i de økonomisk optimale normer, hvilket ligger tæt på de værdier, der anvendes her. Dog blev effekten beregnet med NLES modellen med en udvaskningseffekt på ca. 18%. Dette giver isoleret set en øget udvaskning ca. 4.490 ton N/ha/år over perioden 2012-2021. I Jensen et al. (2016) blev der forudsat en årlig stigning i N udbytter ved økonomisk optimalt niveau på 0,2-0,5% og med en beregnet reducerende effekt på 1.263-4.463 ton N/ha/år i perioden 2013-2021. Den samlede reduktion i N udvaskningen på landsplan i Jensen et al. (2016) var således ca. -3230 - -30 ton N/ha. Dette ligger stort set inden for intervallet i denne rapport.

Tabel 3.11.1. Estimeret rodzoneeffekt (reduktion i N udvaskning) af ændringer i kvælstofbalancen som effekt af ændringer i kvælstofnormer og kvælstofudbytter for 2018 and 2021 sammenlignet med 2021.

Opland	Arealandel	Reduceret udvaskning (ton N/år)			
		2018		2021	
		Min	Max	Min	Max
1.1 Nordlige Kattegat	0.05	-96	0	-132	-8
1.2 Limfjorden	0.11	-211	0	-290	-18
1.3 Mariager Fjord	0.06	-115	0	-158	-10
1.4 Nisum Fjord	0.02	-38	0	-53	-3
1.5 Randers Fjord	0.03	-58	0	-79	-5
1.6 Djursland	0.01	-19	0	-26	-2
1.7 Århus Bugt	0.02	-38	0	-53	-3
1.8 Ringkøbing Fjord	0.19	-364	0	-501	-31
1.9 Horsens Fjord	0.01	-19	0	-26	-2
1.10 Vadehavet	0.04	-77	0	-105	-6
1.11 Lillebælt – Jylland	0.07	-134	0	-185	-11
1.12 Lillebælt – Fyn	0.02	-38	0	-53	-3
1.13 Odense Fjord	0.02	-38	0	-53	-3
1.14 Storebælt	0.08	-153	0	-211	-13
1.15 Sydfynske Øhav	0.02	-38	0	-53	-3
2.1 Kalundborg Fjord	0.02	-38	0	-53	-3
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	0.04	-77	0	-105	-6
2.3 Øresund	0.01	-19	0	-26	-2
2.4 Køge Bugt	0.02	-38	0	-53	-3
2.5 Smålandsfarvand	0.09	-173	0	-237	-15
2.6 Østersøen	0.03	-58	0	-79	-5
3.1 Bornholm	0.01	-19	0	-26	-2
4.1 Kruså og Vidå	0.03	-58	0	-79	-5
Hele landet	1.00	-1.917	0	-2.637	-165

3.12 Effekt af at ophæve de underoptimale gødningsnormer

Christen Duus Børgesen

Indledning

Formålet med analysen er at give en opdateret vurdering af, hvor meget udvaskningen er steget alene som følge af at udfase de underoptimale N-gødningsnormer, som blev vedtaget med Fødevarer- og landbrugspakken i 2016. Metoden til at genberegne ændring i udvaskningen med de øgede gødningsnormer bygger på beregninger med NLES4-modellen og opdaterede forventninger til udnyttelse af den ekstra kvælstofkvote ved at gå fra underoptimal til økonomisk optimal gødningsnorm.

Med vedtagelsen af Fødevarer- og landbrugspakken i februar 2016 blev gødningsnormerne for kvælstof udfaset fra underoptimal til det økonomiske optimale niveau. En effektvurdering på kvælstofudvaskningen, som alene skyldes ændringerne i gødningsnormen for kvælstof for perioden frem til 2018, er meget svær at adskille fra andre forhold. Det skyldes, at den aktuelle dyrkningspraksis vekselvirker både med ændringer i dyrkningsforhold indført med Fødevarer- og landbrugspakken samt andre ændringer drevet af øvrig udvikling i landbruget, som beskrevet i indledningen.

Den metode, der er valgt her til at estimere udvaskningen af det øgede forbrug af handelsgødning grundet ændring fra under- til økonomisk optimal gødningsnorm, tager udgangspunkt i differencen mellem den aktuelle grundnorm (den underoptimale gødningsnorm) og den økonomisk optimale norm, hvor differencen var på 73.500 og 66.400 ton N i henholdsvis 2011 og 2012 (tabel 3.12.1). Denne undergødsning bruges som udgangspunkt for at beregne stigningen i N-gødsningen med indførelse af de økonomisk optimale N-normer. Først korrigeres for, at de økologiske brug ikke har et merforbrug af handelsgødning ved at udfase de underoptimale normer. Herved bliver merforbruget af handelsgødning på konventionelle bedrifter 68.700 og 61.700 ton N i henholdsvis 2011 og 2012. Dernæst korrigeres for, at ikke alle konventionelle bedrifter anvender den fulde norm. Både før og efter ophævelsen af reduceret norm i 2016 var der en del af normen, der ikke blev anvendt i forbruget af kvælstofgødning. Efter ændringen til økonomisk optimale normer må det dog forventes, at en større andel af normen er ikke bliver anvendt. For at tage højde herfor, er der lavet en beregning på basis af ændringen i den ikke forbrugt gødningsnorm mellem årene 2015 og 2017 (før og efter Landbrugspakken). Denne forskel i ikke-forbrugt gødningsnorm er opgjort til 9.500 ton N (se afsnit 2, tabel 2.1.6). Der er ikke anvendt tal for 2018, fordi der i 2018 var en mindre gødningstildeling til vinterhvede og græs grundet tørkebetaget lave udbytter. Forskellen i ikke-forbrugt norm mellem 2015 og 2018 var på 18.000 ton N. Derfor anvendes ændringen i den ikke-forbrugte gødningsnorm på 9.500 ton N opgjort for 2017 til at korrigere mer-gødningen i 2011 og 2012 på de konventionelle bedrifter, således at merforbruget af handelsgødning udgør 59.200 og 52.200 ton N for de to år 2011 og 2012 (tabel 3.12.1).

I beregningen er der taget udgangspunkt i den faktiske fordeling af afgrøder i henholdsvis 2011 og 2012.

Forskellen mellem 2011 og 2012 afspejler et usikkerhedsinterval ift. ændringer i afgrødefordeling og gødningsnormer, som påvirker det resulterende forbrug i gødning ved en ophævelse af de underoptimale normer, idet 2011 og 2012 havde markante forskelle i afgrødefordeling.

Tabel 3.12.1 kopi af tabel 2.1.8. Beregningsgrundlag for forventet mer-gødning anvendt af konventionelle bedrifter ved udfasning af underoptimale gødningsnormer (1.000 ton N).

(1.000 ton N)	2011	2012
Aktuel reduceret grundnorm	390,5	379,6
Økonomisk optimal norm	464,0	446,0
Reduktionspct. ²	15,9	14,9
Mergødning, Øk. opt. minus grundnorm	73,5	66,4
Økologers ikke forbrugt mer-gødning	4,8	4,5
Mer-gødning konventionelle bedrifter	68,7	61,7
<hr/>		
Konventionelle bedrifter		
<hr/>		
Øget ikke-anvendt norm fra 2015-2017 (tabel 2.2.8)	9,5	9,5
Forventet anvendt mer-gødning ¹	59,2	52,2

¹ Mer-gødning konventionelle bedrifter fratrukket forskel i ikke-anvendt N kvote (2017-2015)

Effekt på N udvaskning af ophævelse af normreduktionen

Effektvurderingen af de øgede N normer på udvaskning af kvælstof fra rodzonen baseres på tidligere gennemførte modelberegninger. Udgangspunktet for modelberegningerne er modelopsætningen til "Grøn vækst evalueringen" (Børgesen et al., 2013). Modelopsætningen af NLES4 for dyrkningsåret 2010/2011 er anvendt i både "Revurdering af baseline", (Jensen et al., 2016) og i "Tilbagerulnings notatet" (Børgesen et al., 2015). Opsætningen til modelberegning af N-udvaskningen er senest gennemført i forbindelse med de landsdækkende modelberegninger for grundvandspåvirkning i "Kvælstofpåvirkning af grundvand" (Troldborg et al., 2016). Disse beregninger anvendes i effektvurderingen her og inkluderer resultater fra de relevante scenarieberegninger LMB_4 og LMB_6 s 24 i Troldborg et al. (2016).

Modelberegningerne baseres på data, hvor arealanvendelsen, N-gødskningen med husdyrgødning og herunder fordeling af husdyrgødning på afgrødeniveau er holdt konstant. Mængderne af N-gødning med handelsgødning ændres proportionalt i forhold afgrødernes N-norm i de gennemførte grundlæggende modelberegninger (Troldborg et al., 2016). Udvasningen i modelberegningerne er klimanormaliseret – det vil sige, at de repræsenterer en gennemsnitsbetragtning over 20 år, der følger samme princip som anvendt i Revurdering af baseline i Jensen et al. (2016) og i Tilbagerulningsnotatet af Børgesen et al. (2015). Der indgår kun ophævelsen af kvælstofnormreduktionen i beregningen, afgrødefordelingen er låst til 2011, og arealet samt handelsgødningsmængderne er skaleret til landbrugsarealet for 2012. Stigningen i N-gødskningen er baseret på principperne beskrevet i kapitel 2 samt ovenfor og vist i tabel 3.12.1.

For at opgøre effekten af ændret N-gødningsnorm beregnes konsekvens af to niveauer for øget handelsgødning, der tager udgangspunkt i gødningsårene 2011 og 2012. Arealet i 2012 er anvendt i analysen og er ikke påvirket af hverken flere efterafgrøder, herunder MFO- efterafgrøder, eller effekten af beregningsmetoder for N-normen eller flere efterafgrøder jf. kapitel 2.

Ikke-forbrugt kvælstofnorm er opgjort på baggrund af gødningsregnskaberne for alle brug i perioden 2015-2017. Det "ikke forbrugte kvælstofnorm" kaldes "luft", og dette er skaleret proportionalt til arealet for 2012. Beregningen medtager herved ikke de ændringer, der er i N- prognosen, ændringer i dyrket

areal, og ændringer i afgrøder, men giver et estimat for effekten af den forventede øgede N-gødskning som følge af ophævelsen af normreduktionen med Fødevarer og -landbrugspakken -tilpasset den aktuelle gødningsforbrug ift. gødningsnormerne i år 2017.

Udvaskningsstigningen som følge af stigningen i N-gødningsmængden på 52.200 til 59.200 ton N er estimeret til mellem 9.400 ton N og 10.600 ton N per år. Fordelingen på hovedvandoplande fremgår af tabel 3.12.2.

Tabel 3.12.2. Klimanormaliseret N-udvaskning opgjort i 1000 t N og den beregnede effekt i udvaskningen fra rodzonen af ændret N gødskning med handelsgødning på henholdsvis 59.200 t N (Max) og 52.200 t N (Min) og et fastholdt dyrket areal (2012) og arealanvendelse som i 2011.

Hovedopland	Udvaskning 1000 t N		Ændringer t N			Gennemsnit t N
	2012	2021	2021	2021	2021	
	Basis 1000 t N	Max 1000 t N	Min 1000 t N	Max t N	Min t N	
Nordlige Kattegat, Skagerrak	8.6	9.1	9.2	-496	-563	-530
Limfjorden	31.4	33.2	33.4	-1802	-2047	-1924
Mariager Fjord	1.9	2.0	2.0	-109	-124	-116
Nissum Fjord	7.4	7.9	7.9	-427	-485	-456
Randers Fjord	10.8	11.4	11.5	-619	-703	-661
Djursland	2.6	2.7	2.7	-147	-167	-157
Århus Bugt	2.1	2.2	2.2	-121	-138	-129
Ringkøbing Fjord	14.8	15.6	15.7	-848	-964	-906
Horsens Fjord	3.2	3.4	3.4	-182	-207	-195
Vadehavet	27.0	28.6	28.8	-1551	-1762	-1656
Lillebælt/Jylland	10.7	11.3	11.4	-615	-698	-656
Lillebælt/Fyn	3.8	4.0	4.0	-217	-247	-232
Odense Fjord	3.7	3.9	4.0	-214	-243	-228
Storebælt	1.7	1.8	1.8	-98	-111	-104
Det Sydfynske Øhav	2.5	2.7	2.7	-146	-166	-156
Kalundborg	2.4	2.5	2.5	-135	-153	-144
Isefjord og Roskilde Fjord	4.8	5.0	5.1	-274	-311	-292
Øresund	0.9	1.0	1.0	-52	-59	-56
Køge Bugt	2.0	2.2	2.2	-118	-134	-126
Smålandsfarvandet	9.9	10.4	10.5	-566	-643	-604
Østersøen	3.2	3.4	3.5	-187	-212	-199
Bornholm	1.9	2.0	2.1	-111	-126	-118
Vidå-Kruså	5.8	6.2	6.2	-335	-380	-358
Total	163.1	172.5	173.8	-9.370	-10.642	-10.006

3.13 Vådområder

Allerede etablerede N-vådområder 2013-2017, Kommende N-vådområder 2018-2021, Lavbundsarealer og P-vådområder

Carl Christian Hoffmann

Vådområder fjerner kvælstof fra strømmende overfladevand eller grundvand. Vådområderne, der ligger i tilknytning til vandløb, er udstrømningsområder for overfladevand og grundvand og har derfor en umiddelbar effekt på mængden af kvælstoftransport til vandløb. I dette afsnit præsenteres først antal og forventet effekt af allerede etablerede N-vådområder for perioden 2013-2018, og efterfølgende præsenteres projekter, der har fået tilsagn om etablering, men

hvor selve anlægsarbejdet endnu ikke er gennemført. Der er her medtaget de projekter, som MST forventer bliver gennemført fra 2019 til og med 2021. Desuden er medtaget projekter, hvor der er givet tilsagn i 2018 med etableringsår i 2022. Opgørelsen er ikke differentieret i forhold til under hvilke politiske initiativer det givne vådområde er besluttet etableret, men udelukkende i forhold til det angivne etableringsår.

Etableringsår angiver tidspunktet, hvor tilsagnet til støtte til projektet bortfalder, og er således sidste mulige etableringsdato. Dermed kan nogle af sidstnævnte projekter i princippet etableres i perioden 2018-2021. Miljøstyrelsen har leveret data til brug for analysen: beliggenhed, tilsagnsår, etableringsår, areal, beregnet kvælstoffjernelse. Den beregnede kvælstoffjernelse er den effekt, der indgår i ansøgning om etablering af et vådområde. Hertil ligger der tekniske anvisninger for, hvordan beregningerne skal gennemføres. Der ligger ikke målinger til grund for effektberegning af kvælstoffjernelsen. Effekten af vådområder er beregnet til nærmeste recipient.

N-vådområder som omtales i nedenstående afsnit består dels af kommunale N-vådområder samt statslige N-vådområder. De statslige N-vådområder indgår med 181 tons N som supplement til kvælstofreduktionsindsatsen i første planperiode.

Ved fastlæggelse af tidspunkt for hvornår man anser et virkemiddel i funktion er der principielt to tilgange: Enten fra det tidspunkt, hvor det besluttes at give tilsagn til en given indsats, eller fra det tidspunkt, hvor indsatsen reelt sættes i drift i naturen. I statusopgørelser i ministeriet samt til ekstern information benyttes som oftest førstnævnte princip (tilsagnstidspunktet). I faglige sammenhænge til vurdering af effekterne benyttes sidstnævnte princip, altså etableringstidspunktet.

Status for etablering af vådområder i 2018

I perioden 2013 – 2018 er der i alt etableret 44 N-vådområder med et samlet areal på 3.056 ha, og den beregnede årlige kvælstoffjernelse kan opgøres til 355 tons N/år (tabel 3.13.1). Hovedvandopland Limfjorden er det vandopland, hvor der er etableret det største areal med vådområder. Her er der etableret 1620 ha N-vådområder fordelt på 15 projektområder, og den beregnede kvælstoffjernelse er på 164 tons N/år. Hovedvandoplandene Lillebælt/Jylland og Nissum Fjord følger efter med henholdsvis 322 og 269 ha N-vådområder med en kvælstoffjernelse på knap 37 tons N/ år og godt 48 tons N/ år (tabel 3.13.1).

Kvælstoffjernelsen i de enkelte vandoplande varierer fra 101 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i det Sydfynske øhav og Limfjorden til 193 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i Smålandsfarvandet (tabel 3.13.1.). En detaljeret oversigt over størrelse og effekt af de enkelte vådområdeprojekter i de enkelte hovedvandoplande kan ses af bilag 3. For alle 44 N-vådområder ligger den beregnede kvælstoffjernelse i intervallet 75 – 222 kg N/ha/år (bilag 3, tabel 1).

Tabel 3.13.1. Samlet N-vådområdeareal og samlet beregnet kvælstoffjernelse i ton N/år for hvert hovedvandopland for vådområder etableret i perioden 2013-2018. Antal = antal projekter i hovedvandopland. Sidste kolonne viser kvælstoffjernelsen opgjort i kg N/ha vådområde pr år.

Vandopland	Antal	Vådområdeareal (ha)	Kvælstoffjernelse (tons N/ år)	Kvælstoffjernelse (kg N / ha/ år)
1.2 Limfjorden	15	1620	164,4	101
1.3 Mariager Fjord	1	220	25,2	115
1.4 Nissum Fjord	3	269	48,5	180
1.5 Randers Fjord	3	54	9,1	170
1.8 Ringkøbing Fjord	2	55	7,5	137
1.9 Horsens Fjord	3	153	21,5	141
1.11 Lillebælt/Jylland	8	322	36,8	114
1.12 Lillebælt/Fyn	2	65	7,0	107
1.13 Odense Fjord	3	64	7,4	115
1.14 Storebælt	1	27	3,4	126
1.15 Det Sydfynske Øhav	1	118	12,0	101
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	1	74	8,9	120
2.5 Smålandsfarvandet	1	15	2,9	193
Total	44	3056	355	116

Effekt af vådområder og lavbundsprojekter der etableres frem mod 2021

Ud over de 44 N-vådområder, der er etableret i perioden 2013-2018, er der givet tilsagn til etablering af 68 N-vådområder og 11 lavbundsprojekter. Disse 79 projekter er enten anlagt i 2019 eller anlægges senere. Det samlede vådområdeareal med tilsagn og fastlagt etableringstidspunkt er på 5.696 ha, og den beregnede kvælstoffjernelse kan opgøres til 606 tons N/år svarende til 106 kg N/ha vådområde/år.

Femten af disse projekter har dog fået tilsagn i 2018 med en frist for etablering i 2022. Det er derfor usikkert, hvorvidt de vil blive etableret inden år 2021. Derfor opgøres disse to kategorier separat i tabel 3.13.2. Den samlede effekt på de 606 ton N/år kan derfor betragtes som en maksimum effekt (tabel 3.13.2), og effekten af de resterende 64 projekter som en minimum effekt, omend der stadig er usikkerhed om, hvorvidt de alle realiseres inden 2021.

Cirka halvdelen af det samlede N-vådområdeareal er fordelt på 22 projekter beliggende i hovedvandopland Limfjorden. Den beregnede kvælstoffjernelse er på 306 tons N/år (tabel 3.13.2), hvilket svarer til en kvælstoffjernelse på 110 kg N/ha/år. I vandopland Smålandsfarvandet er der givet tilsagn og planlagt etablering af 552 ha N-vådområder og vandopland Randers Fjord 707 ha. I vandopland Odense Fjord og vandopland Lillebælt/Jylland er der givet tilsagn til henholdsvis 437 og 287 ha N-vådområder.

I 2019 er der desuden givet tilsagn til etablering af 1591 ha N-vådområder og lavbundsprojekter med en samlet beregnet kvælstoffjernelse på 127 tons N/år. Der er endnu ikke fastsat et etableringstidspunkt for disse, og det vurderes usandsynligt, at de vil blive realiseret inden udgangen af 2021. Derfor indregnes disse projekter ikke i baseline 2021.

Tabel 3.13.2. Samlet N-vådområdeareal og samlet beregnet kvælstoffjernelse i ton N år⁻¹ for hvert hovedvandomland for vådområder med fastsat etablerings år frem til 2021 og etablerings år i 2022. Etablerings år angiver det år, hvor tilsagnet bortfalder, og hvor vådområdet derfor senest skal være etableret. Sidste kolonne viser den samlede effekt af alle projekterne og kan betragtes som en maksimal effekt, mens projekter med etablerings år i 2021 alene kan betragtes som en minimumeffekt.

Vandomland	Etablerings år til og med 2021				Etablerings år 2022			Total		
	An-tal	Areal (ha)	Effekt (ton N/ år)	Effekt Kg N/ha/år	Antal	Areal (ha)	Effekt (ton N/ år)	Effekt (Kg N/ha/år)	Areal (ton N/ år)	
1.2 Limfjorden	18	2416	268,9	111	4	375	36,9	98,6	2791	305,9
1.4 Nissum Fjord	1	32	1,8	56	1	26	2,6	101,0	58	4,4
1.5 Randers Fjord	7	629	47,1	75	1	78	5,9	75,0	707	53,0
1.8 Ringkøbing Fjord	2	123	13,4	109					123	13,4
1.9 Horsens Fjord	2	52	8,1	157	1	22	2,0	93,0	73	10,1
1.10 Vadehavet	1	37	3,5	95	1	15	1,3	90,0	52	4,8
1.11 Lillebælt/Jylland	8	287	28,9	101					287	28,9
1.12 Lillebælt/Fyn	2	140	14,7	105	1	31	3,0	98,0	171	17,7
1.13 Odense Fjord	7	386	40,5	105	3	52	8,1	134,0	437	48,6
1.14 Storebælt	1	25	2,7	108					25	2,7
1.15 Det Sydfynske Øhav	4	136	13,9	102					136	13,9
2.1 Kalundborg Fjord	1	27	5,6	208					27	5,6
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	2	95	13,2	139					95	13,2
2.3 Øresund	-				1	16	1,3	79,0	16	1,3
2.5 Smålandsfarvandet	5	530	75,3	142	1	21	1,1	54,0	552	76,4
2.6 Østersøen	2	20	1,8	92					20	1,8
4.1 Kruså-Vidå	1	34	1,1	31	1	93	4	41,0	127	4,8
Total hele landet	64	4968	540,3	109	15	728	66	90,9	5696	606,5

P-vådområder

For at fuldende billedet kan det tilføjes, at der i perioden 2013-2017 er givet tilsagn til etablering af 11 P-vådområder med et areal på i alt 158 ha (tabel 3.13.3). Heraf er et projekt på 56,7 ha gennemført (Mausing Bæk, Randers Fjord).

Tabel 3.13.3. Antal P-vådområder, der har fået tilsagn om etablering i perioden 2013-2017.

Vandomland	Antal	Areal	Effekt (kg P/år)
1.2 Limfjorden	8	89,1	2118
1.5 Randers Fjord	1	63,8	663
Aarhus Bugt	1	5,5	160
Total		158,4	2941

Kvælstofeffekten for P-vådområder er aldrig målt, men hvis man regner med oversvømmelse mellem 10 og 60 dage om året og en kvælstoffjernelse på 1 til 1,5 kg N pr. ha oversvømmet areal pr. dag, så vil kvælstoffjernelse ligge i intervallet 10 kg N – 90 kg N ha/år. Eftersom der kun er etableret et projekt, og den samlede effekt ikke kan bestemmes særligt sikkert, inddrages effekten af P-vådområder ikke i baseline 2021.

Samlet effekt af vådområder

For at beregne den samlede effekt af etablerede vådområder og lavbundsprojekter frem mod 2021 summeres effekten af vådområder etableret i 2013-2018 (tabel 3.13.1) med effekten af vådområder planlagt etableret frem mod 2021 (tabel 3.13.2). Således vurderes der i 2021 at være mellem 8.025-8.752 ha vådområde med en kvælstofreducerende effekt på 897-963 ton N år⁻¹. (tabel 3.13.4). Spændet i værdier afspejler ikke en egentlig usikkerhed på selve effekten (der er beskrevet i afsnit om usikkerheder ovenfor), men er opstillet for at tage højde for, at vådområder, der har fået tilsagn i 2018, og hvor etableringsåret er angivet som 2022, muligvis ikke vil være realiseret allerede i 2021. Således afspejler minimumværdierne i tabel 3.13.4 en situation, hvor disse områder ikke er blevet realiseret, hvorimod effekten af disse er indregnet i maksimumværdierne.

Tabel 3.13.4. Samlet effekt af etablerede vådområde og lavbundsprojekter i 2013-2018 samt i 2021. Min og max effekt i 2021 afspejler etableringsåret for vådområder, hvor vådområder, der først har fået tilsagn i 2018 og med angivet etablerings år i 2022, inkluderes i max-effekten, idet det vurderes mindre sandsynligt, at disse realiseres inden 2021.

Vådområder etableret i perioden 2013 -2018	2021 Min effekt		2021 Max effekt			
	Vandopland	Areal (ha)	Effekt (ton/ år)	Areal (ha)	Effekt (ton/ år)	Areal (ha)
1.2 Limfjorden	1620	164,4	4036	433,3	4411	470,3
1.3 Mariager Fjord	220	25,2	220	25,2	220	25,2
1.4 Nissum Fjord	269	48,5	301	50,3	327	52,9
1.5 Randers Fjord	54	9,1	682	56,2	761	62,1
1.8 Ringkøbing Fjord	55	7,5	177	20,9	177	20,9
1.9 Horsens Fjord	153	21,5	205	29,6	226	31,6
1.10 Vadehavet			37	3,5	52	5
1.11 Lillebælt/Jylland	322	36,8	609	65,7	609	65,7
1.12 Lillebælt/Fyn	65	7,0	205	21,7	236	24,7
1.13 Odense Fjord	64	7,4	450	47,9	502	56,0
1.14 Storebælt	27	3,4	52	6,1	52	6,1
1.15 Det Sydfynske Øhav	118	12,0	255	25,9	255	25,9
2.1 Kalundborg Fjord			27	5,6	27	5,6
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	74	8,9	169	22,1	169	22,1
2.3 Øresund					16	1,3
2.5 Smålandsfarvandet	15	2,9	545	78,2	567	79,3
2.6 Østersøen			20	1,8	20	1,8
4.1 Kruså-Vidå			34	1,1	127	4,8
Total hele landet	3056	355	8025	895	8752	961

Usikkerheder

Mængden af kvælstof, der fjernes i de forskellige projekter, er beregnet i henhold til Miljøstyrelsens retningslinjer (<https://mst.dk/media/121898/kvaelstofberegvejledningmaj2014.pdf>). Beregningerne bygger på målinger fra forskellige typer vådområder, empiriske formler udviklet på baggrund af nuværende og tidligere danske overvågningsprogrammer samt erfaringstal. Usikkerheden på kvælstofeffekten knytter sig især til variation i vandets strømningsforhold, som har betydning for, hvor meget kvælstof det enkelte vådområde kan fjerne samt de klimatiske forhold – nedbørsrige år og nedbørsfattige år – idet tilførslen af kvælstof til vådområder afhænger af udvaskning af

kvælstof fra oplandet. Typisk vil der i nedbørsfattige år udvaskes mindre kvælstof fra oplandet end i nedbørsrige år.

Ud over denne usikkerhed på effekten er der også en usikkerhed i forhold til, hvor mange af de planlagte områder, der reelt vil være etableret inden 2021.

Konklusion

I perioden 2013 – 2018 er der etableret vådområder med et samlet areal på 3.056 ha og en beregnet årlig kvælstoffjernelse på 355 tons N/år. I 2021 forventes der i alt at være etableret et areal på mellem 8.025-8.752 ha, der har en kvælstofreducerende effekt på 897-961 ton N/år. I Revurdering af baseline blev den samlede effekt af vådområder estimeret af MST til ca. 1000 ton.

3.14 Samlet effekt opdatering af baseline i 2021 fordelt på vandområder

En samlet oversigt over baselineeffekter beskrevet i de foregående kapitler og neddelt på de 23 vandoplande er vist i tabel 3.14.1. Eftersom effekten af kilde-sorteret dagrenovation og energiafgrøder kun indgår som en samlet effekt på landsplan, fremgår effekten heraf ikke i denne tabel. En samlet oversigt over baselineeffekten på landsplan kan ses i kapitel 5, tabel 5.1.

Tabel 3.14.1: Samlet oversigt over baselineeffekter neddelte på de 23 hovedvandoplande. Negative tal indikerer en merudvaskning af kvælstof. Effekt af kildesorteret dagrenovation og energiafgrøder er ikke neddelte på de 23 hovedvandoplande og er derfor ikke medtaget i denne tabel. Effekten af vådområder er angivet til nærmeste recipient, hvorimod effekten for de andre virkemidler er angivet til rodzonen.

		Teknisk justering (udtaget areal)*	Randzoner	Energiafgrøder	Økologisk areal	Bioforgasning	Organisk affald (kildesorteret dagrenovation)	MVJ ordninger	Miljøgodkender	Kvælstofdeposition	Efterafgrøder	Slæt i stedet for græsning	Trend i udbytter og udvikling i kvælstofnorm	Effekt af mer-gødning	Total for hele landet, udvaskning	Vådområder*
1,1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	444-480	*	*	41-114	0-53	*	*	162,3	101-122	*	6-36	-132 til -8	-563 til -496	60 til 464	
1,2	Limfjorden	176-180	*	*	213-595	0-203	*	*	102,2	310-372	*	21-135	-290 til -18	-2047 til -1802	-1515 til -233	433-470
1,3	Mariager Fjord	202-225	*	*	26-72	0-12	*	*	26,2	29-35	*	1-9	-158 til -10	-124 til -109	2 til 260	25
1,4	Nissum Fjord	507-562	*	*	74-206	0-41	*	*	25,7	68-81	*	4-23	-53 til -3	-485 til -427	141 til 509	50-53
1,5	Randers Fjord	148-160	*	*	68-191	0-58	*	*	-12,0	147-176	*	5-34	-79 til -5	-703 til -619	-426 til -17	56-62
1,6	Djursland	146-177	*	*	20-56	0-15	*	*	2,5	40-48	*	1-7	-26 til -2	-167 til -147	16 til 157	
1,7	Århus Bugt	302-358	*	*	18-49	0-7	*	*	24,1	33-39	*	1-4	-53 til -3	-138 til -121	188 til 357	
1,8	Ringkøbing Fjord	254-266	*	*	164-459	0-86	*	*	27,7	162-194	*	8-51	-501 til -31	-964 til -848	-849 til 204	21
1,9	Horsens Fjord	31-38	*	*	12-34	0-11	*	*	-6,1	34-40	*	1-5	-26 til -2	-207 til -182	-161 til -62	30-32
1,10	Vadehavet	329-363	*	*	190-531	0-130	*	*	-190,5	232-278	*	15-99	-105 til -6	-1762 til -1551	-1292 til -346	4-5
1,11	Lillebælt/Jylland	117-121	*	*	53-147	0-37	*	*	35,3	109-130	*	2-16	-185 til -11	-698 til -615	-567 til -140	66
1,12	Lillebælt/Fyn	168-182	*	*	13-37	0-17	*	*	23,9	42-51	*	1-5	-53 til -3	-247 til -217	-52 til 95	22-25
1,13	Odense Fjord	45-52	*	*	16-44	0-16	*	*	7,9	53-64	*	1-6	-53 til -3	-243 til -214	-174 til -27	48-56
1,14	Storebælt	80-100	*	*	6-16	0-6	*	*	-0,7	23-27	*	0-2	-211 til -13	-98 til -111	-214 til 39	6
1,15	Det Sydfynske Øhav	694-817	*	*	9-26	0-9	*	*	21,5	34-40	*	1-4	-53 til -3	-166 til -146	541 til 768	26
2,1	Kalundborg	121-151	*	*	23-66	0-8	*	*	25,8	43-51	*	1-5	-53 til -3	-153 til -135	8 til 169	6
2,2	Isefjord og Roskilde Fjord	53-67	*	*	54-150	0-12	*	*	5,6	77-92	*	2-15	-105 til -6	-311 til -274	-225 til 61	22
2,3	Øresund	81-102	*	*	14-38	0-2	*	*	-2,7	32-38	*	1-6	-26 til -2	-59 til -52	40 til 129	1
2,4	Køge Bugt	191-235	*	*	8-24	0-3	*	*	-26,1	44-53	*	1-4	-53 til -3	-134 til -118	31 til 172	
2,5	Smålandsfarvandet	179-225	*	*	27-75	0-22	*	*	-41,5	155-186	*	2-11	-237 til -15	-643 til -566	-558 til -104	78-79
2,6	Østersøen	31-36	*	*	18-49	0-6	*	*	-8,7	44-52	*	1-4	-79 til -5	-212 til -187	-206 til -53	2
3,1	Bornholm	104-119	*	*	8-22	0-8	*	*	-6,4	23-28	*	1-5	-26 til -2	-126 til -111	-23 til 62	
4,1	Vidå-Kruså	376-420	*	*	90-250	0-52	*	*	2,3	92-111	*	4-23	-79 til -5	-380 til -335	105 til 519	1-5

*bemærk at for teknisk justering er der angivet min og max for hvert hovedvandopland og ikke scenarie A og B som i tabel 3.1.3

4 Klima

Jørgen E. Olesen

De klimatiske forhold påvirker kvælstofudvaskningen fra landbrugs- og naturarealer både direkte og indirekte. Udvasningen kan opgøres som produktet af den gennemsnitlige kvælstofkoncentration og mængden af afstrømmende vand. Begge dele påvirkes af klima og dermed af klimaændringer.

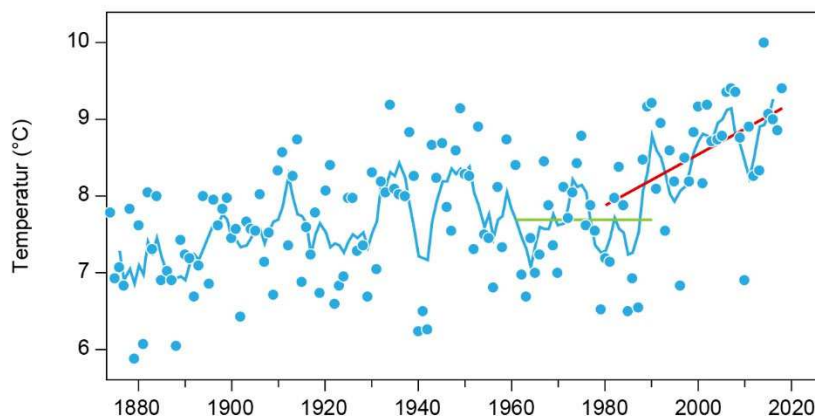
Resultater fra både modelbaserede analyser (Doltra et al., 2014) og analyse af langvarige forsøg med kvælstofudvaskning (Jabloun et al., 2015) viser øget kvælstofudvaskning under de forventede klimaændringer. En del af dette skyldes, at øget temperatur i efterårs- og vinterperioden øger omsætning og nedbrydning af organisk stof i jorden. Dermed bliver mere kvælstof mineraliseret og tilgængelig for udvaskning. Dette kan kun modvirkes gennem dyrkning af afgrøder og efterafgrøder i efterårs- og vinterperioden. Der bliver derfor med klimaændringer behov for stigende fokus på sammensætning af sædskiftet med henblik på at minimere næringsstofftab. En anden årsag til øget N-udvaskning er stigende nedbørmængder, som øger afstrømningen og dermed N-udvaskningen.

Over de seneste 50 år er den globale middeltemperatur steget med 0,8 °C, og temperaturstigningerne i Danmark har på det seneste endda været endnu større svarende til ca. 1,5 °C (figur 4.1). I Danmark har det forlænget vækstsæsonen med mere end en måned. Samtidigt har nedbørmønstrene ændret sig. For Danmarks vedkommende er nedbørmængden steget med ca. 100 mm over de seneste 50 år. Ændringen er næsten udelukkende sket i vinterhalvåret (figur 4.2). Begge disse effekter må forventes alt andet lige at have øget N-udvaskningen. Det er dog vanskeligt at neddele effekten på en så kort en periode som for 2012 til 2021, da der også er en meget betydelig årsvariation i vejrforholdene.

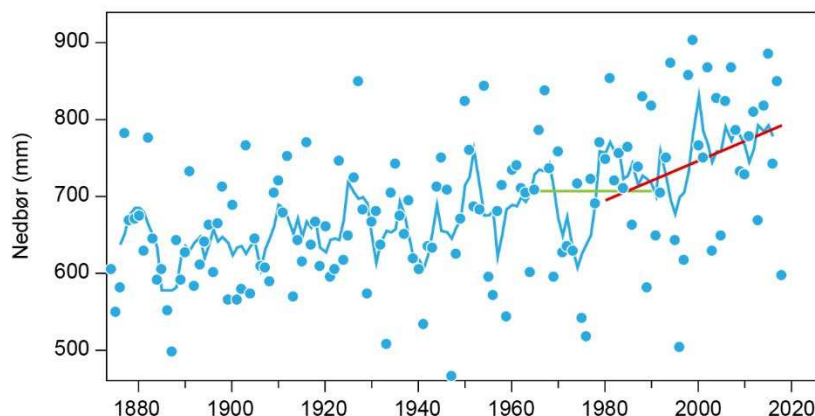
Klimaet påvirker også kvælstofudvaskningen indirekte gennem effekter på afgrødernes vækst og kvælstofoptag samt gennem effekter på effektiviteten af virkemidler. Flere typer klimaekstremer (f.eks. tørke og ekstrem nedbør) vil gennem påvirkning på afgrøders vækst og virkemidlers effektivitet kunne øge kvælstofudvaskningen. Effekten af udviklingen af afgrødernes kvælstofudbytte er behandlet i kapitel 11. Kvælstofoptaget bliver især negativt påvirket gennem tørke, som f.eks. i 2018, og dette vil kunne øge den kvælstofmængde, der er til rådighed for udvaskning, hvis det ikke modvirkes af effektive efterafgrøder. God etablering og vækst af efterafgrøder er afgørende for deres evne til at reducere kvælstofudledningen (De Notaris et al., 2018), og dette kræver, at afgrøden høstes så tidligt, at efterafgrøden kan få en tilstrækkelig lang vækstperiode inden vinteren. Høsttidspunktet for kornafgrøder viser en betydelig geografisk variation i høsttid (12-18 dage) på tværs af landet (Pullens et al., 2019). Den tidligste høsttid forekommer i den sydøstlige del af landet (Øerne) og den seneste høsttid i den nordvestlige del (Nordjylland og Thy). Kølige vækstsæsoner og våde høstforhold giver sen høst, og det giver særligt vanskelige forhold for etablering af efterafgrøder i de dele af landet, hvor klimaforholdene i forvejen giver sen høst.

De igangværende klimaændringer må således forventes at føre til øget kvælstofudvaskning, både gennem direkte effekter på kvælstofudvaskningen fra landbrugsafgrøder og gennem indirekte effekter af klimaekstremer på afgrøders vækst og effekt af virkemidler. Der er dog knyttet betydelige usikkerheder til disse effekter, og disse må forventes også at variere mellem dyrknings-systemer, afhængig af afgrøder og virkemidler til reduktion af udvaskningen. Disse usikkerheder i kombination med den betydelige årsvariation i vejrforholdene medfører, at det ikke er muligt at kvantificere effekterne af klimaændringer på kvælstofudvaskningen i perioden 2012 til 2021.

Figur 4.1. Årlig middeltemperatur i Danmark i perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1971 (0,3 °C per årti).



Figur 4.2. Årlig nedbør i Danmark i perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1971 (25 mm per årti).



5 Konklusion og sammenligning med tidligere estimer af baselineeffekt

I dette kapitel sammenfattes og sammenlignes resultaterne af nærværende baselineopdatering med resultaterne fra Revurdering af baseline i 2015 (Jensen et al. 2016).

Vurdering af udvaskningseffekt for de enkelte virkemidler er sammenfattet i tabel 5.1. Tabellen sammenstiller resultatet fra Revurdering af baseline i 2015 (Jensen et al. 2016, tabel 1) med resultater fra de nye analyser af hhv. ændring i areal og udvaskningen i 2017/2018 samt i 2021. Forventede ændringer i kvælstofudvaskningen er, hvor det er muligt, angivet som et interval på basis af en usikkerhedsvurdering, hvor minimum indikerer "den mindst mulige reduktion af udvaskningen", og maksimum indikerer "den højst mulige reduktion af udvaskningen". Ved Revurdering af baseline i 2015 blev effekten af ændrede gødningsnormer ("*årlig tilpasset N-norm*" i tabel 5.1) beregnet som en samlet effekt af nedgangen i det dyrkede areal (*teknisk justering*, tabel 5.1), udviklingen i økonomisk optimal kvælstofnorm samt effekten af den mergødning, som landmændene med udfasning af de underoptimale gødningsnormer havde mulighed for at udbringe på marken. Effekten af øget kvælstofoptagelse i afgrøder og dermed øgede kvælstofudbytter som følge af sortsudvikling og forbedret dyrkning ("*udvikling i udbytter*") blev opgjort separat.

I nærværende opdatering er disse elementer adskilt, således at teknisk justering og effekten af mergødning ved udfasning af underoptimale gødningsnormer opgøres separat. Udvikling i udbytter er opgjort sammen med udviklingen i de økonomisk optimale kvælstofnormer ("*trend i udbytter og kvælstofnorm*", tabel 5.1), idet der er en kobling mellem øgede udbytter og øgede normer. Det vurderes endvidere, at udvaskningen bedst estimeres på grundlag af forskellen mellem udviklingen i normer og udbytter.

Derfor kan effekten af virkemidlerne ikke sammenlignes enkeltvis mellem revurdering og nærværende analyse. I stedet kan man til en vis grad sammenligne den samlede effekt af teknisk justering, udvikling/trend i udbytter, udvikling i kvælstofnorm og effekt af mergødning. Dette er gjort i tabel 1 i kolonnen "sum 1 og sum 2", hvor tallene i blå er sammenlignelige.

Status i 2018 og forventet baseline i 2021

Resultaterne af den opdaterede baselineberegning viser, at der i 2018 er en årlig merudvaskning i forhold til 2012 på mellem 3.300 og 8.640 ton N, i gennemsnit ca. 5.970 ton N. Denne gennemsnitlige merudvaskning forventes at falde til ca. 1.190 ton N i 2021, varierende mellem en merudvaskning på 5.310 og en reduktion i udvaskningen på 2.930 (tabel 5.1). Faldet frem mod 2021 skyldes primært forventninger til faldet i den atmosfæriske deposition af kvælstof, der afhænger af, hvorvidt prognoserne for udviklingen i emissionerne af kvælstof holder stik, og af at EU-landene overholder de med NEC-direktivet vedtagne emissionslofter for 2020. Derudover forventes det især, at udvikling i det økologiske areal og nedgangen i det dyrkede areal (teknisk justering) bidrager til en mindre udvaskning frem mod 2021.

Tabel 5.1. Samlet effekt af baseline, som vurderet ved Revurdering af baseline i 2015 (Jensen et al., 2016) og ved nærværende opdatering i 2019. I forhold til revurderingen er tallene hentet fra tabel 1 i sammenfatningen, mens der for nærværende opdatering for hvert virkemiddel er angivet ændringen i areal og udvaskning fra 2013 til 2017/18 samt fra 2013-2021. Negative tal angiver en stigning i kvælstofudvaskningen og positive tal en reduktion i kvælstofudvaskningen. Sum tallene (sum 1 og 2-markeret med blå) er sammenlignelige mellem de to vurderinger. Effekten af vådområder er opgjort for sig som effekten til nærmeste recipient..

Virkemiddel m.m..	Revurdering af baseline 2015			Opdatering af baseline 2019					
	Arealændring 2013-2021 (ha)	Udvaskningseffekt i rodzonen i 2021 (ton N)		Arealændring 2013-2017/18 (ha)	Udvaskningseffekt i rod- zonen i 2017/18 (ton N)		Arealændring 2013-2021 (ha)	Udvaskningseffekt i rodzonen i 2021 (ton N)	
		min	max		min	max		min	max
Randzoner	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Energiafgrøder	1.200*	34*	65*	167	5	11	167	5	11
Økologisk areal	17.000	285	1.000	96000	960	1.632	117.000-192.000	1.165	3.250
Bioforgasning	ikke kendt	1.300	1.300	ikke kendt	0	611	ikke kendt	0	814
Organisk affald (kildesorteret dagrenovation)	**	**	**	ikke kendt	-150	-50	ikke kendt	-180	-60
MVJ ordninger	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miljøgodkendelser	475.000	360	360		-233	-233		198	198
Kvælstofdeposition	hele landbrugs arealet	3.000	3.000	hele arealet	144	173	hele arealet	1.925	2.310
Efterafgrøder	0	0	0		0	0		0	0
Slæt i stedet for græsning	17000	145	931	6800	58	372	7900	79	509
Udvikling i udbytter	hele landbrugs arealet	1.200	4.400	***	***	***	***	***	***
Årlig tilpasset N-norm		-10.700	-10.700						
Sum 1		-9.500	-6.300						
Trend i udbytter og kvælstofnorm	hele landbrugs arealet	***	***		-1.917	0		-2.637	-165
Teknisk justering	106.000	***	***	67.887****	3.134****	3.557****	104.540****	4.779****	5.434****
Effekt af mergødning	hele landbrugs arealet	***	***		-10.642	-9.370		-10.642	-9.370
Sum 2					-9.425	-5.813		-8.500	-4.101
Total for hele landet, udvaskning		ca. -4300	ca. 350		ca. -8.640	ca. -3.300		ca. -5.310	ca. 2.930
Vådområder*****		1.000	1.000	3056	355	355	8.025-8.752	897	961

* Ikke opdateret med revurdering så tal hentet fra fastsættelse af baseline 2021. **Effekt ikke inkluderet i Revurdering af baseline i 2015. *** opdelt anderledes i nærværende undersøgelse end ved i Revurdering af baseline i 2015.****bemærk at for teknisk justering er der angivet min og max for hvert hovedvandopland og ikke scenarie A og B som i tabel 3.1.3. *****Opgørelsen af vådområder omfatter alle områder etableret eller som forventes etableret i perioden 2013-2021. Effekten er opgjort til nærmeste recipient.

En stor del af den forventede baselineeffekt er således endnu ikke indtrådt. Det tydeliggør, at når en baselineeffekt udarbejdes som en prognose for udviklingen, er der knyttet en vis usikkerhed til, om den aktuelle udvikling afviger fra den skitserede prognose. Hertil skal yderligere lægges, at der optræder en vis tidsforsinkelse fra, at virkemidler implementeres, til de reelt har en effekt på udvaskning fra rodzone og udledning til kystvande, samt at den aktuelle udledning desuden er påvirket af år-til-år-variation i vejrforhold, jf. afsnit 2.6 om tidshorisont og tidsforsinkelser.

Ud over effekten af de ovenfor beskrevne virkemidler, er der også en positiv effekt af etablering af vådområder, som ikke er indregnet i den samlede baseline. I perioden 2013 – 2018 er der etableret vådområder med en beregnet årlig kvælstoffjernelse på 355 tons N/år. I 2021 forventes der i alt at være etableret vådområder med en kvælstofreducerende effekt på 897-961 ton N/år.

Sammenligning med Revurdering af baseline i 2015

I Revurdering af baseline fra 2016 blev der estimeret en ændring i udvaskningen, der varierede mellem en merudvaskning på 4.300 ton N/år og en reduceret udvaskning på 350 ton N/år, hvilket i gennemsnit giver en merudvaskning på 1.975 ton N/år. I nærværende rapport er ændringen i kvælstofudvaskningen estimeret til at ligge mellem en merudvaskning på 5.310 og en reduceret udvaskning på 2.930 ton N/år, hvilket i gennemsnit giver en merudvaskning på ca. 1.190 ton N/år. Det vil sige, at der er en mindre udvaskning i denne opdatering af baseline på ca. 785 ton N/år sammenlignet med Revurdering af baseline.

Der er flere forhold, der har ændret sig siden Revurdering af baseline i 2015, men det er især den samlede beregning af effekten af mergødning, trend i udbytter og teknisk justering, der er forskellig mellem de to vurderinger (sum 1 og sum 2, tabel 1). Sammenlægges tallene fra Revurdering af baseline, blev denne i gennemsnit estimeret til at give en merudvaskning på 7.900 ton N, hvor den i nærværende rapport er estimeret til at give en gennemsnitlig merudvaskning på 6.300 ton N. Det skyldes, at der i denne opdatering er valgt at tage udgangspunkt i en mergødning for alle bedrifter i et interval på 73.500 ton N i 2011 til 66.400 ton N i 2012 frem for en mergødningen på 73.000 ton N i 2011, som var udgangspunktet i "Revurdering af baseline" (tabel 0.1 A side 13). Altså en mindre mergødning i intervallet 500 - 7.600 ton N. Argumentet for denne ændring er, at afgrødefordelingen påvirker størrelsen af mergødning og et interval for 2011 og 2012 giver et mere realistisk interval, når der tages hensyn til afgrødefordelingens betydning.

I Revurdering af baseline blev det beregnet, at de økologiske bedrifter ikke vil anvende 3.400 tons N af mer-gødning (73.000 – 69.600 ton N), beregnet ud fra arealet af de økologiske bedrifter i 2011. I nærværende opdatering er det beregnet at de økologiske bedrifter ikke vil anvende mellem 4.500 og 4.800 ton N af mer-gødning i henholdsvis 2011 og 2012, beregnet ud fra data fra gødningsregnskaberne.

I "Revurdering af baseline" blev det antaget, at alle konventionelle bedrifter anvendte mergødningen i næsten fuld omfang. En analyse af sammenhængen mellem gødningsnorm og forbrug af gødning på data fra gødningsregnskaberne viser, at gødningsnormen blev brugt i mindre omfang i 2017 end forudsat - ca. 9.500 ton N mindre i perioden 2015-2017. De konventionelle bedrifter anvendte altså ikke den fulde mergødning ved udfasning af de underopti-

male gødningsnormer. Korrigeres både for økologi og de konventionelle be-
drifter mindre ikke-forbrugte gødningsnorm forventes det reelt forventede
merforbrug af handelsgødning at ligge i intervallet 52.200-59.200 ton N.

Derudover er effekten af bioforgasning blevet nedjusteret fra en reduktion på
1.300 ton/år i revurderingen til gennemsnit 400 ton/år i nærværende rapport
(gennemsnitligt 0-800 ton N/år, tabel 1). Denne ændring skyldes primært, at
effekten i nærværende rapport beregnes over en 10-årig horisont i stedet for
en 50-årig horisont som i Revurdering af baseline, samt at den forventede ef-
fekt af bioforgasning i form af højere gødningsvirkning og dermed reduceret
handelsgødningsforbrug modvirkes af, at der samtidig etableres færre efter-
afgrøder, idet landmanden kan konvertere det mindre handelsgødningsfor-
brug til en reduktion i efterafgrødekravet.

Der er allerede i 2018 et langt større økologisk dyrket areal, end hvad der blev
forventet i Revurdering af baseline (tabel 5.1). Denne stigende omlægning til
økologisk jordbrug forventes at fortsætte. Der er således beregnet en betydelig
større effekt af økologisk jordbrug i nærværende rapport.

Ændring i estimatet for effekt for nedgangen i atmosfærisk deposition fra en
effekt på 3.000 ton ved Revurdering af baseline, til i gennemsnit 1.959 ton i
nærværende opdatering skyldes primært, at estimatet for ændring i atmosfæ-
risk deposition har ændret sig fra ca. 9.000 ton N i Revurdering af baseline til
6.000 ton N i nærværende vurdering. Årsagen til dette nye lavere estimat for
udviklingen i kvælstofdepositionen er forbedringer i datagrundlag, modeller
og metoder, der er brugt til beregning af depositionen.

Alt i alt viser denne opdatering af baselineberegningen en lavere prognose for
den forventede udvaskningseffekt af virkemidlerne i 2021, end der blev esti-
meret ved Revurdering af baseline i 2015 (Jensen et al. 2016). Dette estimat er
dog meget afhængig af udviklingen i emissioner fra vore nabolande, og hvor-
vidt de formår at reducere disse til de aftalte lofter for kvælstofemissioner i
2020. Den fulde effekt af virkemidlerne på både kvælstofudvaskning og på
kvælstofudledning til kystvand vil ske med en vis tidsforsinkelse.

Overordnet viser nærværende opdatering af baseline 2021 at forbruget af han-
delsgødning og kvælstofudvaskning bliver mindre grundet nedgang i det dyr-
kede areal og øget andel af økologisk drift. Derudover vil også den forventede
nedgang i atmosfærisk deposition bidrage til at reducere udvaskningen. Om-
vendt vil baselineelementer som stigende udbytter kombineret med øget gød-
ningsnorm og mer-gødningen, tilladt ved at gå fra under- til økonomisk opti-
male normer, øge forbruget af handelsgødning og dermed øge udvaskningen.
Den samlede effekt af baselineelementerne frem til 2018 viser derfor en øget
kvælstofudvaskning, bl.a. fordi den forventede reduktion i den atmosfærisk de-
position endnu ikke indtrådt og fordi baseline 2021 ikke medtager effekten af
målrettede efterafgrøder, MFO m.v., der er indført som kompenserende tiltag
for den øgede udvaskning i forbindelse med overgangen til økonomisk opti-
male gødningsnormer i 2016.

Når man isoleret ser på perioden 2012-2015, som er perioden før gødnings-
normerne blev hævet, kan det være svært at se den positive effekt på udvik-
lingen i kvælstoftilførslen til havet af de to baselineelementer nedgang i det
dyrkede areal og øget andel af økologisk dyrkning. Det kan skyldes, at effek-
ten af de to tiltag har en begrænset størrelse, som kan overskygges af store år-
til-år variation i bl.a. nedbør og temperatur, som kan modvirke eller betinge

en øget kvælstofudledning, som det netop er vist for årene 2012-2015. Derudover kan forsinkelser i kvælstofomsætning og i vandets transportveje fra mark til kystvande have en betydning. Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total N- og nitrat-koncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser netop, at år- til- år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer, derfor bør ses over en årrække ift. at kunne evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledning til kystvande.

6 Referencer

Berntsen, J., Petersen, B.M., Kristensen, I.S. & Olesen, J.E., 2004. Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter - simuleringer med FASSET bedriftsmodellen. DJF rapport - Markbrug 107.

Bergström, L.F. og Kirchmann, H. (1999): Leaching of Total Nitrogen from Nitrogen-15-Labeled Poultry Manure and Inorganic Fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1283-1290.

Blicher-Mathiesen, G., Windolf, J., Børgesen, C.D., Schelde, K. & Olesen, J.E. (2014). Sammenhænge mellem klimanormaliseret kvælstofudvaskning fra rodzonen, mark- og erhvervsbalancer for kvælstof og den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstofudledning til overfladevand. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 26 sider.

Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E. & Larsen, S.E. (2014). Nitrogen field balances and suction cup-based N leaching in Danish catchments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196, 69-75.

Blicher-Mathiesen, G. & Rolighed, J. (2015) Notat om estimat af generel faktor for merudvaskning af kvælstof ved at anvende husdyrgødning frem for handelsgødning. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet. DCE.

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr. 305 <http://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf>

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. (2019). Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr. 305 <http://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf>

Børgesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (editors) (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 rapport nr. 31, 153 s. Aarhus Universitet.

Børgesen, C.D., Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Kristensen, I.T., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Jensen, P.N., Olesen, J.E., Eriksen, J. 2015. Notat om tilbagerulning af tre generelle krav, Normreduktion, obligatoriske efterafgrøder og forbud mod jordbearbejdning i efteråret. DCA Notat.

Børgesen, C.D., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G., Kristensen M.K., Pullens, J.W.M., Zhao J., Olesen J.E. 2019. NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport163.pdf>

Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret og ALECTIA (2008): Modelberegnet nitratudvaskning i sugecelleforsøg ved Kalundborg.

De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P., Olesen, J.E. 2018. Nitrogen leaching: a crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 255, 1-11.

Dejgaard, J.D. 2017. Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030 – december 2017. IFRO Udredning, nr. 2017/28.

DHI (2006). Oplandsmodel for N-belastning af Nissum Fjord. Rapport fra Dansk Hydraulisk Institut. 153 sider.

Doltra, J., Lægdsmand, M., Olesen, J.E., 2014. Impacts of projected climate change on productivity and nitrogen leaching of crop rotations in arable and pig farming systems in Denmark. *Journal of Agricultural Science* 152, 75-92.

Drejebog (2018). Procedurer for indstilling af kvælstof og udbyttenermer. DCA – Nationalt center for fødevarer og jordbrug, Aarhus Universitet. http://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Drejebog_Gældende_fra_november_2018.pdf

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., (2019a): Atmosfærisk deposition 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr.304. <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>

Ellermann, T., Brandt, J., Frohn Rasmussen, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.K., Nygaard, J., Monies, C., & Nielsen, I. E. (2019b). Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018. Notat fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. august 2019: 28 s.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., (2019c): Atmosfærisk deposition (2018). NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Under udarbejdelse.

EMEP (2019): EMEP emissionsdatabase
https://www.ceip.at/webdab_emepdatabase/

Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen, K. (2004): Nitrate leaching from an organic dairy crop rotation: the effects of manure type, nitrogen input and improved crop rotation.

Eriksen, J., Jensen, P.N. & Jakobsen, B (eds) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrette regulering. DCA rapport Nr. 052. Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 330 sider.

EU (2016): Europaparlamentets og Rådets direktiv (EU) 2016/2284 af 14. december 2016 om nedbringelse af nationale emissioner af visse luftforurenende stoffer, om ændring af direktiv 2003/35/EF og om ophævelse af direktiv 2001/81/EF. Den Europæiske Unions Tidende 17.12.2016 L 344/1

Husdyrreguleringsudvalget (2010): Status for miljøeffekten af husdyrregulering og anden arealregulering. 11. november 2010.

Hoffmann, C.C. & Baastrup-Pedersen, A. (2007). Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. Ecological Engineering 30, 157-166.

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., & Ernstsén, V. (2015), National Kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport. Revideret udgang 2015. GEUS. 111 sider. <https://www.geus.dk/media/13243/national-kvaelstofmodel-oplandsmodel-til-belastning-og-virkemidler-sep2015.pdf>.

Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., Olesen, J.E., 2015. Effect of changes in temperature and precipitation in Denmark on nitrate leaching in cereal cropping systems. European Journal of Agronomy 62, 55-64.

Jensen, P.J. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmusen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E., Knudsen, L. 2014. Fastsettelse af baseline 2021. Effektivurdering 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.

Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P., Vinther, F.V. 2016. Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr 67. 59 pp.

Jensen, S.S., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Brandt, J., Ketzler, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Hertel, O., Ellermann, T. 2019. Udvikling i luftkvalitet og helbredseffekter for 2020 og 2030 i relation til Nationalt program for reduktion af luftforurening (NAPCP). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. - Videnskabelig rapport nr. 300. <http://dce2.au.dk/pub/SR300.pdf>

Kristensen, T., Vinther, F.P., Søgaard, K., Eriksen, J. 2011. Notat vedrørende skrift fra afgræsning til slæt. https://pure.au.dk/portal/files/43875947/782351_DJF_230611_Notat_baseline_afgr_sning_til_sl_t.pdf

Kristensen, T. 2015. Beregning af grovfoderudbytte på kvægbrug ud fra regnskabsdata. <https://pure.au.dk/portal/files/87133168/DCArapport57.pdf>

- Kristensen, T. & Sørensen, L. S. 2017. Malkekøer og afgræsning. <http://anis.au.dk/aktuelt/nyheder/vis/artikel/malkekoeer-og-afgraesning/>
- Landbrugsstyrelsen. 2013. Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2012. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Indsatsomraader/Oekologi/Nyheder_og_baggrund/Tal_og_fakta_om_oekologi/antal_oekologiske_bedrifter/Statistik_over_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2012_sep_2013.pdf – tilgået 16 september.
- Landbrugsstyrelsen (2017). Vejledning om økologisk arealtilskud 2018. landbrugsstyrelsen. Miljø- og Fødevarerministeriet. 64 sider. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Miljoe_oekologitilskud/2018/Vejledning_om_OEkologisk_Arealtilskud_2018_FI-NAL_190118.pdf
- Landbrugsstyrelsen. 2019. Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2018. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2018.pdf - tilgået 12 august.
- Lemming (2011). Merudvaskning fra rodzonen ved at anvende husdyrgødning frem for anvendelse af handelsgødning. Planteavlsoverretning nr. 55. 14 sider.
- Kyllingsbæk, A., Børgesen, C.B., Andersen, J.M., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Vinther, F.P., Heidmann, T., Jørgensen, V., Simmelsgaard, S.E., Nielsen, J., Christensen, B.T., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2000): Kvælstofbalancer i dansk landbrug. Mark- og staldbalancer. Danmarks Jordbrugs Forskning og Danmarks Miljøundersøgelser. – Udgivet af Danmarks Miljøundersøgelser. https://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_ovrige/rapporter/VMPII_midtvejs_web.pdf
- Miljøstyrelsen, 2017. Teknisk beskrivelse af beregningsgrundlag for husdyr efterafgrøder i ny husdyrregulering. Miljø- og Fødevarerministeriet. 10 sider. <https://mst.dk/media/143671/notat-om-beregning-af-husdyrefterafgroede-krav.pdf>
- Nielsen, K., Styczen, M., Andersen, H.E., Dahl-Madsen, K.I., Refsgaard, J.C., Pedersen, S.E., Hansen, J.R., Larsen, S.E., Poulsen, R.N., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Stjernholm, M., Villholth, K., Krogsgaard, J., Ernstsen, V., Jørgensen, O., Windolf, W., Friis-Christensen, A., Uhrenholdt, T., Jensen, M.H., Hansen, I.S., Wiggers, L. (2004). Odense Fjord – Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 485. 246 sider.
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Hoffmann, L., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. 2014. Denmark's National Inventory Report 2014. Emission Inventories 1990-2012 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 1214pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. <http://dce2.au.dk/pub/SR101.pdf>.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. (2019). Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2017. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 549 pp. Scientific Report No. 313 <http://dce2.au.dk/pub/SR313.pdf>

Oelofse, M., Jensen, L.S., Magid, J. 2013. The implications of phasing out conventional nutrient supply in organic agriculture: Denmark as a case. *Organic Agriculture* 3, 41-55.

Olesen, J.E., Kristensen, T., Kristensen, I.S., Pedersen, B.F., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Sørensen, P. 2019. Afklaring af om der er grundlag for en ny faglig opdatering af kvælstofudvaskningen fra økologiske bedrifter. [https://pure.au.dk/portal/da/persons/joergen-e-olesen\(d3bcf85c-a32d-4169-8f78-b2bf7fe78102\)/publications/afklaring-af-om-der-er-grundlag-for-en-ny-faglig-opdatering-af-kvaelstofudvaskning-fra-oekologiske-bedrifter\(5e7e9c20-1fd6-42bc-bcfb-eac68be3b43b\).html](https://pure.au.dk/portal/da/persons/joergen-e-olesen(d3bcf85c-a32d-4169-8f78-b2bf7fe78102)/publications/afklaring-af-om-der-er-grundlag-for-en-ny-faglig-opdatering-af-kvaelstofudvaskning-fra-oekologiske-bedrifter(5e7e9c20-1fd6-42bc-bcfb-eac68be3b43b).html)

Pandey, A., Li, F., Askegaard, M., Rasmussen, I.A. & Olesen, J.E. (2018). Nitrogen balances in organic and conventional arable crop rotations and their relations to nitrogen yield and leaching losses. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265, 350-362.

Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U., (2005): Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning. VVM-screeningsrapport. 27 sider.

Petersen, J. & Sørensen, S. (2008). Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav. DJF markbrug nr. 13. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. Aarhus Universitet. 11 sider.

Piil, K. (2019). Kvælstofudvaskning ved stigende gødningsmængder. I Pedersen, J.B. (red.) Oversigt over Landsforsøgene 2019. Landbrug & Fødevarer, Planteproduktion, s. 221-224.

Poulsen, H.D., Møller, H.B., Klinglmair, M., Thomsen, M. 2019. Husdyrs fosforudnyttelse og fosfors værdikæde fra husdyrgødning, bioaffald og spildevand. DCE rapport nr 325. 83pp.

Pullens, J.W.M., Olesen, J.E., Sørensen, C.A.G., 2019. Model til udarbejdelse af en prognose for høstdatoer. Aarhus Universitet, DCA Notat.

Rolighed, J. & Blicher-Mathiesen, G. (2015) Effekt af husdyrgødkendelser. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet. DCE. 14 pp.

SEGES 2011. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2011. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1110. 14 sider. <file:///C:/Users/au25512/Downloads/Erfaring%201110.pdf>

SEGES 2012. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2013. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1226. 13 sider. <https://svineproduktion.dk/publikationer/kilder/notater/2012/1226>

SEGES 2013. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2013. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1334. 16 sider. <https://svineproduktion.dk/publikationer/kilder/notater/2013/1334>

SEGES 2014. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2014. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1432. 18 sider.

SEGES 2015. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2015. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1535. 19 sider. <https://svineproduktion.dk/Publikationer/Kilder/Notater/2015/1535.aspx>

SEGES 2016. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2016. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1626. 17 sider. <https://svineproduktion.dk/publikationer/kilder/notater/2016/1626>

SEGES 2017. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2017. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1732. 18 sider. <https://svineproduktion.dk/publikationer/kilder/notater/2017/1732>

SEGES 2018. Næringsstofindhold i korn fra høsten 2018. Videncenter for Svineproduktion. Notat nr. 1824. 17 sider. <https://svineproduktion.dk/publikationer/kilder/notater/2018/1824>

Sørensen, P. og Birkmose, T. (2002): Kvælstofudvaskning efter gødskning med afgasset gylle. Danmarks Jordbrugs Forskning. Grøn Viden, Markbrug nr. 266.

Sørensen, P., Børgesen, C.D. 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr 65. 46 pp. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1203>

Sørensen, P., Thomsen, I.K., Schröder, J.J. 2017. Empirical model for mineralisation of manure nitrogen in soil. Soil Research 55, 500-505.

Sørensen, P., Christensen, B.T., Børgesen, C.D. (2019). Langtidseffekter på nitratudvaskning af mineralisk kvælstof i tilført gødning (10-års perspektiv). Notat til Landbrugsstyrelsen fra DCA, Aarhus Universitet. 29. November 2019. 9 pp.

Tampio, E., Tapio, S., Rintala, J. 2016. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. Journal of Environmental management 169, 293-302.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. 2019. Vandløb 2018. NOVANA. Undertitel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 2 s. - Videnskabelig rapport nr. 353. <http://dce2.au.dk/pub/SR353.pdf>

Thomsen, I.K., Hansen, J.F., Kjellerup, V. og Christensen, B.T. (1993): Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. Soil Use and Management, 9: 53-58.

Thomsen, I.K., Elsgaard, L., Olesen, J.E., Christensen, B.T. 2016. Nitrogen release from differently aged *Raphanus sativus* L. nitrate catch crops during mineralization at autumn Temperatures. Soil Use and Management 32, 183-191.

Troldborg, L., Børgesen, C. D., Thodsen, H., & van der Keur, P. (2016). National Kvælstofmodel: Kvælstofpåvirkning af grundvand. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland – GEUS.

Vinther, F.P. & Hansen S. (2004) SIMDEN – en simpel model til beregning denitrifikation af N₂O emission og denitrifikation. DJF-rapport Markbrug nr. 104.

Vinther, F.P. & Olsen, P. (2019) Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud i landbruget 1997/98-2017/18. DCA Rapport nr. 156. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.

Waagepetersen, J. (2003). Notat om merudvaskning ved tilførsel af organisk N til jorden. Vurdering til slutevaluering af VMPII.

Wiggers, L., Bidstrup, J., Kronvang, B., Jørgensen, J.O. og Müller-Wohlfeil, D. (2002). Mariager Fjord – Tilførsel af næringsstoffer fra land. Rapport fra Århus Amt. 92 sider.

Windolf, J., Thodsen, H., Troldborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B. og Kronvang, B. (2011). A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. J. of Environ. Monit. 12: 2645-2658

Bilag 1: Udviklingen i høst- og kvælstofudbytter

Finn P. Vinther

Sammendrag

Analysen af udviklingen i høst/kerne- og kvælstofudbytter viser følgende:

Udviklingen i arealer og høstudbytter (hkg/ha/år) med tilhørende trends for perioden (1990) 2006-2017:

- Det samlede areal med vårbyg og vinterhvede i hele perioden 1990-2018 er reduceret med ca. 3.500 ha/år og med ca. 6.100 ha/år i perioden 2006-2018. Det samlede kornareal er reduceret lidt mindre (ca. 4.500 ha/år), bl.a. fordi især arealet med vinterrug i den seneste periode er steget fra ca. 30.000 ha til 100.000 ha.
- Analyser af vinterhvede og vårbyg i perioden 1990-2017 viser, at udbyttetrenden for vinterhvede varierede mellem 0,2 og 3,4 hkg/ha/år og for vårbyg mellem 0,2 og 1,5 hkg/ha/år afhængig af periode og antal år i beregningen. For begge afgrøder ses den største stigning de seneste 5-10 år.
- For alle afgrøder, undtagen majs til ensilering, har der været en positiv trend i høstudbytter i perioden 2006-2017. Trenden varierer mellem 0,8 og 1,7 hkg/ha/år for hhv. vinterhvede og vinterrug, og for korn i alt er den beregnet til 0,9 hkg/ha/år. Udbytterne i sukkerroer og kartofler er steget med hhv. ca. 12,7 og 4,4 hkg/ha/år, græs i omdrift med ca. 1 AE/ha/år og i majs er udbyttet faldet med ca. 0,3 AE/ha/år.

Udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) med tilhørende trends for perioden 2006-2017:

- For korn og raps har der været en positiv trend for alle afgrødetyper varierende fra 0,7 kg N/ha/år for vinterhvede og vinterbyg til 1,4 kg N/ha/år for vinterrug og vinterraps. For vårbyg er udbyttetrenden beregnet til 1,0 kg N/ha/år og for korn i alt til 0,6 kg N/ha/år. For rodfrugter, bælgsgød og grovfoder, undtagen majs, har der ligeledes været en positiv trend varierende fra 1,2 kg N/ha/år for kartofler til 3,3 kg N/ha/år for hestebønner. En negativ trend for majs til ensilering er beregnet til -1,2 kg N/ha/år.
- Det gennemsnitlige kvælstofudbyttetrend i perioden 2006-2017, dels med den aktuelle afgrødefordeling og dels med den samme gennemsnitlige afgrødefordeling i alle årene er beregnet til hhv. 0,8 og 1,2 kg N/ha/år. Udbyttetrenden med den samme gennemsnitlige afgrødefordeling i alle årene falder til 0,9 kg N/ha/år, når årene 2016 og 2017 uden normreduktion udelades.

Udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) med tilhørende trends for perioden 1990-2017:

- For vinterhvede har udbyttetrenden varieret mellem -0,7 og 3,6 kg N/ha/år og for vårbyg mellem 0 og 1,8 kg N/ha/år afhængig af periode og antal år, og startåret for beregningen har stor betydning for den beregnede trend.
- Den gennemsnitlige afgrødevægtede trend har varieret mellem 0 og 2,3 kg N/ha/år afhængig af periode og antal år. En gennemsnitlig trend for perioden midt 90'erne til 2017 er estimeret til 0,6 kg N/ha/år.

Estimeret trend for perioden 2013-2021:

- Et forsigtigt og usikkert estimat for udviklingen i 2018-2021 resulterer i en trend for kvælstofudbytte mellem 0,3 og 0,6 kg N/ha/år for perioden 2013-2021.

Indledning

Nærværende notat er en opdatering af bilagene om udvikling i høstudbytter i Jensen et al. (2014 og 2016) og er baseret på data fra Danmarks Statistik (afsnit 3).

Dernæst følger i afsnit 4 en kort gennemgang af afgrødefordelingen, efterfulgt i afsnit 5 af en gennemgang af høstudbytter og endelig i afsnit 6 en gennemgang af udviklingen i høstede N-udbytter. I afsnit 6 er der først analyser af udviklingen i høstet N på afgrødeniveau, samt en vurdering afgrødesammensætnings betydning, baseret på perioden 2006-2017. Dernæst følger analyser af udviklingen i høstet N i perioden 1990-2017. Baseret på disse analyser er der til sidst i afsnit 6 estimeret en trend for perioden 2013-2021.

Data

I analyserne af udviklingen i høstudbytter på afgrødeniveau og udbyttetrends er der primært anvendt data fra Statistikbankens høsttabel HST77 (Danmarks Statistik, 2019a), som pt. dækker perioden 2006-2018 og omfatter afgrøder, der udgør ca. 90% af det dyrkede areal minus brak (Tabel 1).

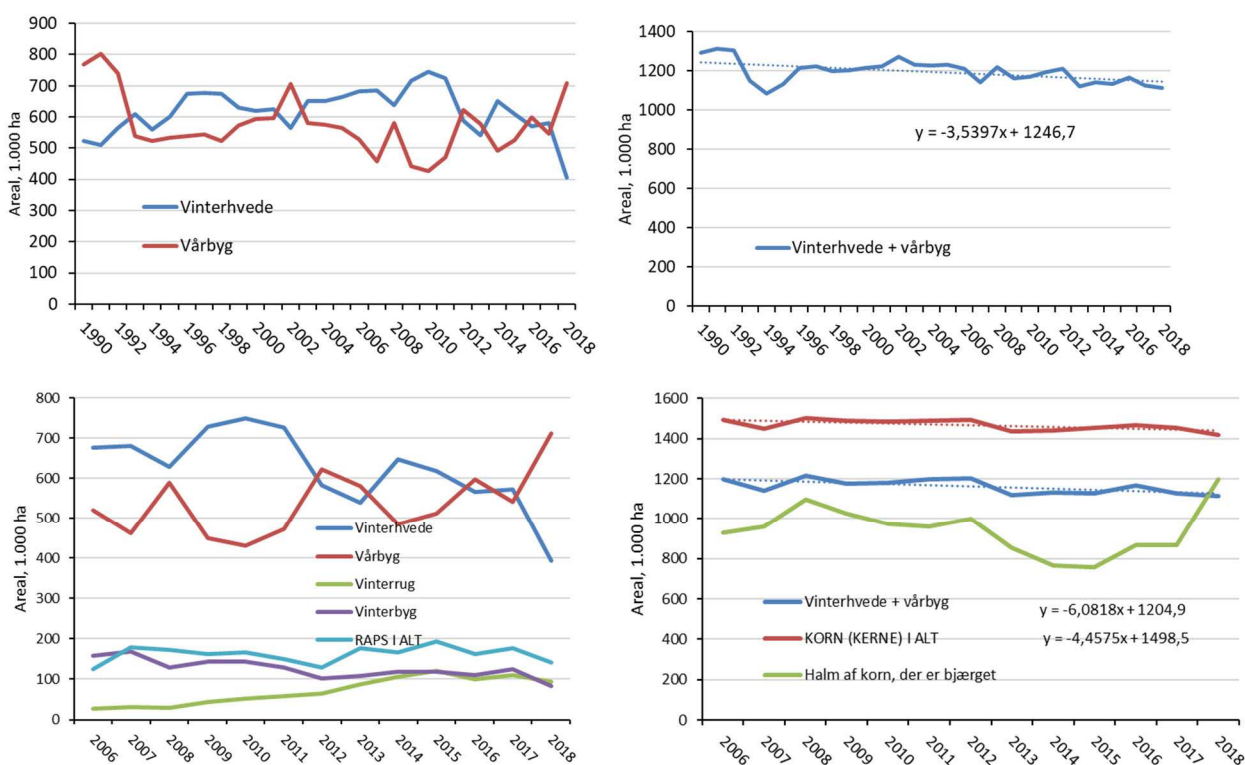
Tabel 1. Afgrøder i Statistikbankens høsttabel HST77 med angivelse gennemsnitsareal 2006-2018, samt pct. af dyrket areal minus brak.

Afgrøder	Gennemsnit 2006-2018	Pct. af dyrket areal
KORN (KERNE) I ALT	1468	61,7
Vinterhvede	643	27,1
Vårhvede	17	0,7
Vinterrug	70	3,0
Triticale	23	1,0
Vinterbyg	128	5,4
Vårbyg	537	22,6
Havre og blandsæd	53	2,2
Majs til modenhed	6	0,3
RAPS I ALT	162	6,8
Vinterraps	161	6,8
Vårraps	1	0,1
BÆLGSÆD I ALT	12	0,5
Markærter	5	0,2
Hestebønner	6	0,3
HALM I ALT, DER ER BJÆRGET	979	41,2
Halm af korn, der er bjærget	943	39,7
RODFRUGTER (ROD) I ALT	84	3,5
Læggekartofler under kontrol	5	0,2
Kartofler til melproduktion	22	0,9
Spisekartofler	15	0,6
Sukkerroer til fabrik	37	1,6
Fodersukkerroer og anden rodfrugt til foder	5	0,2
GRÆS, GRØNTFODER OG EFTERSLÆT I ALT	794	33,4
Lucerne	4	0,2
Majs til ensilering	169	7,1
Korn til ensilering	57	2,4
Græs og kløver i omdriften	293	12,3
Græs uden for omdriften	205	8,6
Efterslæt efter korn og helsæd	101	4,3
Areal i alt, minus efterslæt	2377	90,3
Dyrket areal minus brak (2009-2017)	2632	100,0

Dette er for vinterhvede og vårbyg, samt ved beregning af det samlede kvælstofudbytte, suppleret med data fra Statistikbankens høsttabel HST6 (Danmarks Statistik, 2019b), som dækker perioden 1990-2006.

Afgrødefordeling (ha)

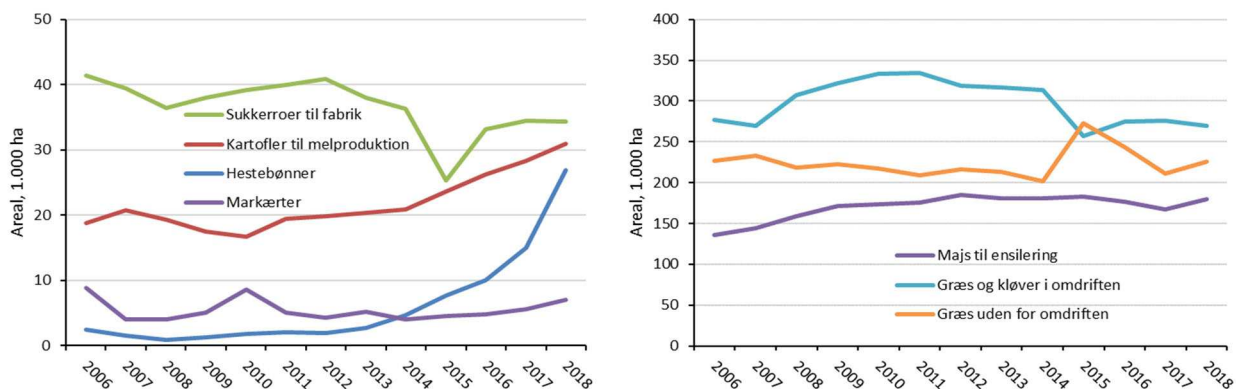
Figur 1 viser udviklingen af arealer med korn og raps. Bl.a. ses, at det samlede areal med vårbyg og vinterhvede har været forholdsvis konstant (fig. 1, th), men at der i perioden har været betydelige forskelle mellem de to afgrøder, hvilket skyldes forskelle i vejrforholdene de enkelte år. Det fremgår også at det samlede areal med vårbyg og vinterhvede i hele perioden 1990-2018 er reduceret med ca. 3.500 ha/år og med ca. 6.100 ha/år i perioden 2006-2018. Det samlede kornareal er reduceret lidt mindre (ca. 4.500 ha/år), bl.a. fordi især arealet med vinterrug i den seneste periode er steget fra ca. 30.000 ha til 100.000 ha.



Figur 1. Udviklingen i arealer med vinterhvede og vårbyg 1990-2018 (øverst), samt korn og raps 2006-2018 (nederst).

Udviklingen i arealer med rodfrugter, bælgsgød og grovfoder er vist i Figur 2. Det kan her især bemærkes at arealet med hestebønner er steget ganske betydeligt de seneste år, fra 2.700 ha i 2013 til 26.900 ha i 2018.

Den gennemsnitlige afgrødefordeling jf. Statistikbankens høsttabel HST77 for perioden 2006-2018 fremgår af Tabel 1.



Figur 2. Udviklingen i arealer med rodfrugter, bælgssæd og grovfoder 2006-2018.

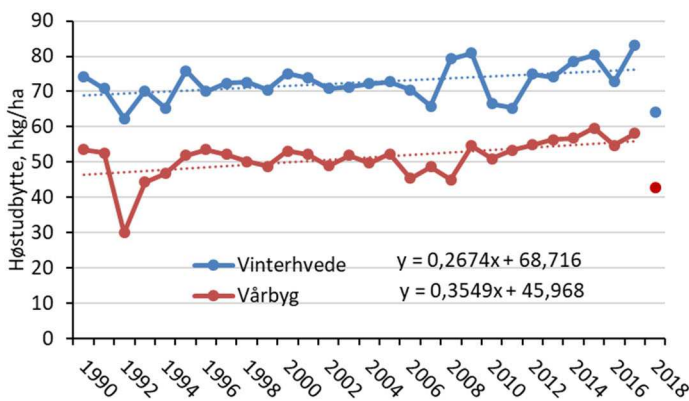
Høstudbytter (hkg/ha)

Indledningsvis skal det nævnes at høstudbytter opgjort af Danmarks Statistik inkluderer både konventionelle og økologiske udbytter. De økologiske udbytter er formentlig lavere end de konventionelle, og da det økologiske areal er steget betydeligt de senere år (se afsnit 3.4), vil det have indflydelse på de beregnede udbyttetrends. Hvis beregningerne alene fortages på konventionelle udbytter vil udbyttetrends formentlig blive lidt højere end trends beregnet ud fra Danmarks Statistiks udbytter.

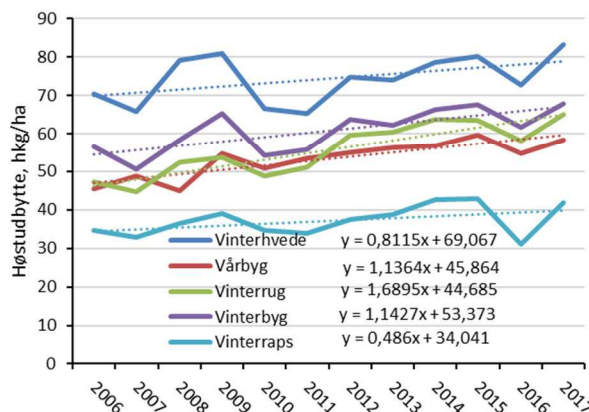
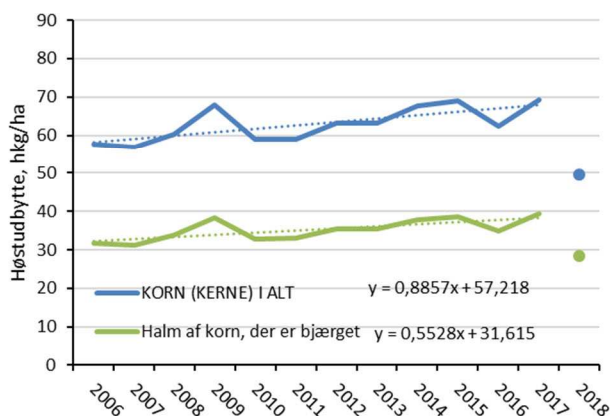
Det kan nævnes høstudbytter for korn og raps stammer fra indberetninger fra landmænd og var i 2017 baseret på brutto 2.800 bedrifter svarende til 8 pct. af alle bedrifter i det pågældende år (Danmarks Statistik, 2017). For kartofler, roer, silomajs samt græs- og kløvermark i omdrift er udbytterne baseret på spørgeskemaer udfyldt af ca. 50 planteavlskonsulenter (Danmarks Statistik, 2017).

Figur 3 og 4 viser udviklingen i høstudbytter for perioden 2006-2018, samt for vinterhvede og vårbyg ligeledes for perioden 1990-2018. Beregnede lineære udbyttetrends omfatter dog kun perioden indtil 2017, idet udbytterne i 2018 på grund af tørke var meget afvigende, som det fremgår af Fig. 4, hvor udbyttet af korn i alt blot udgjorde ca. 75% af sidste fem års gennemsnit. Lignende gjorde sig gældende for de øvrige afgrøder, med f.eks. 65-75% lavere udbytter i kartofler og græs.

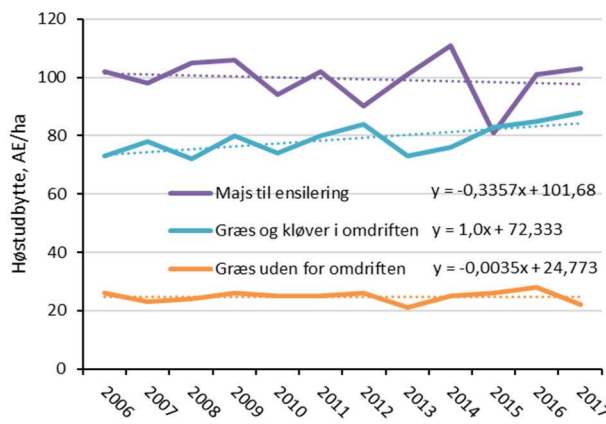
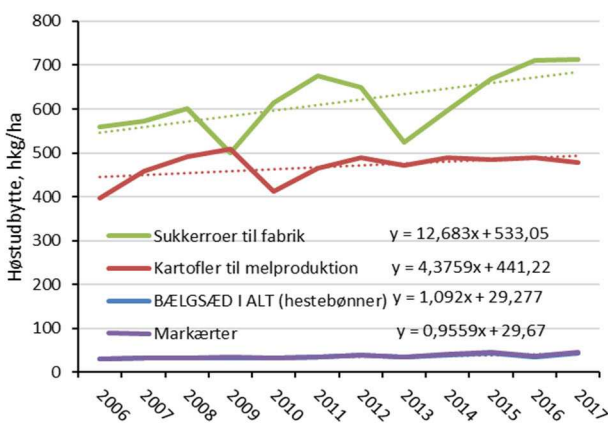
Det ses i fig. 3 og 4, at der for alle afgrøder, undtagen majs til ensilering, har været en positiv trend i høstudbytter. For korn varierer trenden mellem 0,8 og 1,7 hkg/ha/år for hhv. vinterhvede og vinterrug, og for korn i alt er trenden beregnet til 0,9 hkg/ha/år. Udbytterne i sukkerroer og kartofler er steget med hhv. ca. 12,7 og 4,4 hkg/ha/år, græs i omdrift med ca. 1 AE/ha/år og i majs er udbyttet faldet med ca. 0,3 AE/ha/år. Endvidere ses i Fig. 3, at trenden for vinterhvede og vårbyg er væsentlig lavere for hele perioden 1990-2017 end for de seneste år 2006-2017.



Periode	Antal år	Trend, kg N/ha/år	
		Vinterhvede	Vårbyg
1993-2017	25	0,3	0,3
1991-2015	25	0,3	0,5
1998-2017	20	0,3	0,4
1996-2015	20	0,2	0,3
2003-2017	15	0,6	0,7
2001-2015	15	0,4	0,6
2008-2017	10	0,5	1,1
2006-2015	10	0,8	1,5
2013-2017	5	1,2	0,2
2011-2015	5	3,4	1,4



Figur 3. Høstudbytter (hkg/ha) for vinterhvede og vårbyg 1990-2018 (øverst), samt for korn og raps 2006-2018 med angivelse af lineær trends til 2017.



Figur 4. Høstudbytter for rodfrugter og bælgssæd (hkg/ha) og for grovfoder (AE/ha) 2006-2017 med angivelse af lineær trend.

Kvælstofstofudbytter (kg N/ha)

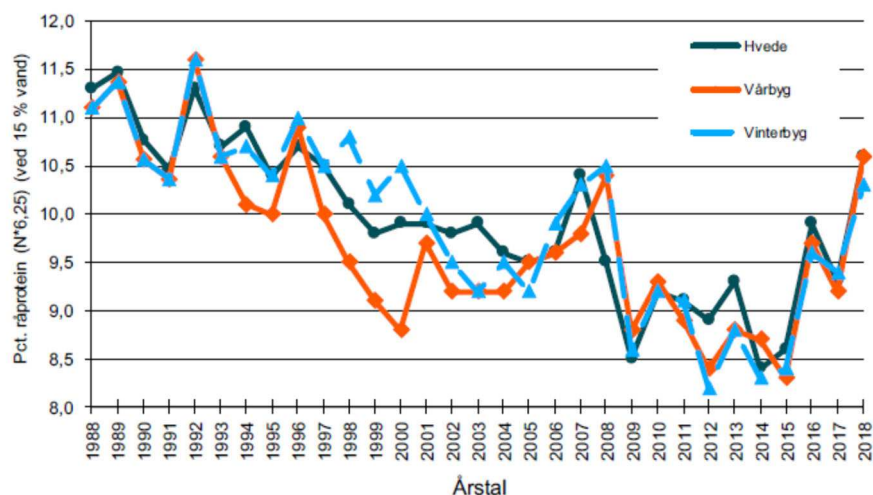
Afgrødernes protein- eller kvælstofindhold er hentet fra:

- *Korn*: Årlige analyser ved SEGES (Svineproduktion) "Næringsindhold i korn fra høsten 2006-2018".
- *Raps, halm, sukkerroer, kartofler og bælgssæd (ærter og hestebønner)*: "Fodermiddeltabellen" (Møller et al., 2005).
- *Grovfoder*: "Kvægs fodermiddeltabel" og "Tal om kvæg – grovfoderanalyser", SEGES, suppleret med personlig meddelelse fra Ole Aaes og Leif Knudsen, SEGES, der viser en svagt faldende tendens for proteinindhold i kløvergræsensilage i perioden 1978-2016 og for majsensilage i perioden 1978-2013. Dette er indregnet i opgørelserne neden for.

Proteinindhold

Proteinindholdet i korn har været jævnt faldende i perioden 1988 til 2014, undtagen i 2007-2008, hvor indholdet blev målt til ca. 1% højere end årene forud (Fig. 5). De seneste tre år er proteinindholdet igen steget fra ca. 8,5% i 2015 til ca. 10,5% i 2018. Stigningen skyldes formentlig ophævelse af normreduktionen, men også lave udbytter i 2018 har været medvirkende, idet lave udbytter resulterer i højere proteinindhold.

Figur 5. Proteinindhold i korn 1988-2018 (Poulsen & Sloth, 2018)

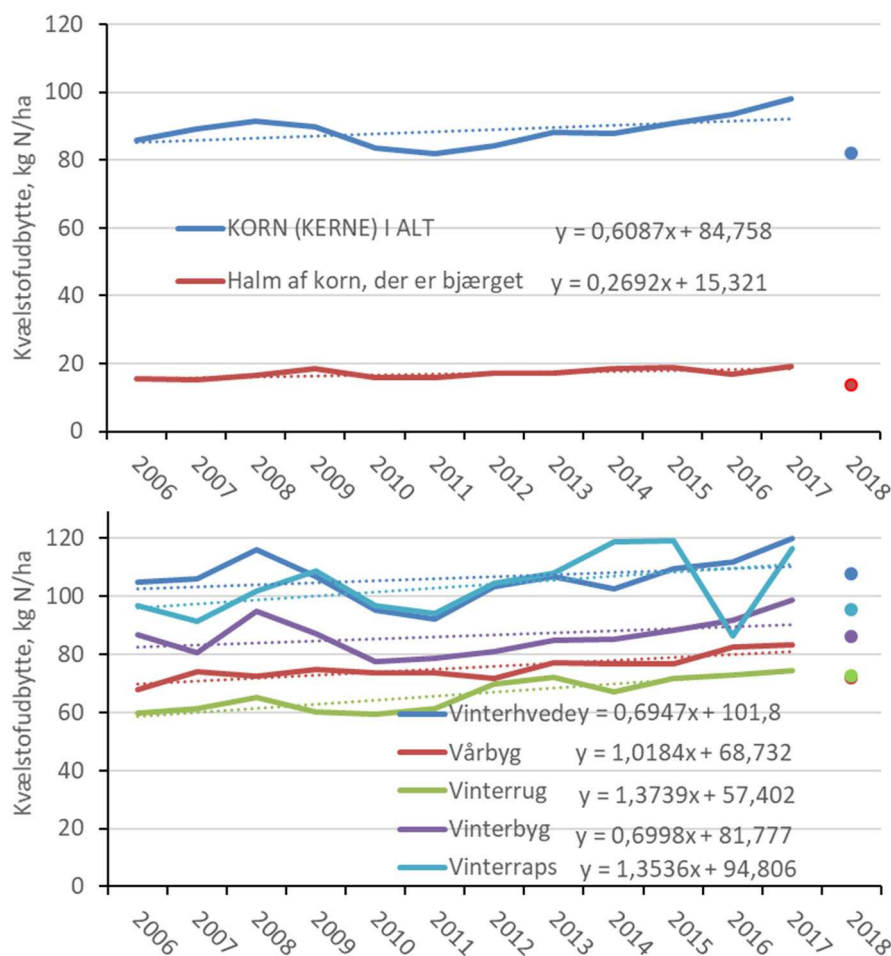


Udvikling 2006-2017

Kvælstofudbytter på afgrødeniveau

Figur 6 viser udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) for korn og raps, med tilhørende trends beregnet for perioden 2006-2017. Der har været en positiv trend for alle afgrøder varierende fra 0,7 kg N/ha/år for vinterhvede og vinterbyg til 1,4 kg N/ha/år for vinterrug og vinterraps. For vårbyg er udbyttetigningen beregnet til 1,0 kg N/ha/år og for korn i alt har den været 0,6 kg N/ha/år.

Figur 6. Udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) for korn i alt og bjærget halm af korn (øverst) samt udvalgte afgrøder af korn og raps 2006-2018 (nederst) med tilhørende lineære trends for perioden 2006-2017.



Tabel 2. Kvælstofudbyttetrends 2006-2017, 2006-2016 og 2006-2015 (kg N/ha/år) for udvalgte afgrøder af korn og raps i hele landet. Nederst pct.-ændring pr. år.

	Korn i alt	Vinterhvede	Vårhvede	Vinterrug	Triticale	Vinterbyg	Vårbyg	Havre og bland-sæd	Majs til modenhed*	RAPS I ALT
Hele landet (2006-2017)	0,69	0,69	0,94	1,37	2,41	0,70	1,02	1,90	5,22	1,35
Hele landet (2006-2016)	0,38	0,15	0,88	1,34	1,61	0,22	0,90	1,82	5,56	1,06
Hele landet (2006-2015)	0,11	-0,25	0,55	1,30	1,12	-0,14	0,68	1,55	4,44	2,49
Pct.ændring:										
2006 - 2017	0,8	0,7	1,6	2,4	4,1	0,9	1,5	3,6	13,6	1,4
2006 - 2016	0,4	0,1	1,5	2,3	2,7	0,3	1,3	3,5	14,5	1,1
2006 - 2015	0,1	-0,2	0,9	2,3	1,9	-0,2	1,0	2,9	11,6	2,6

* 2011-2017, 2011-2016 eller 2011-2015

Tabel 2 viser kvælstofudbyttetrends (kg N/ha/år) for de tre perioder 2006-2017, 2006-2016 og 2006-2015, hvor sidstnævnte dækker perioden inden udfasning af normreduktionen.

Generelt stiger udbyttetrenden når 2016 og 2017 medregnes i analysen. Man kan dog ikke umiddelbart konkludere, at dette alene skyldes udfasning af normreduktionen, idet også vejret har en afgørende betydning for udbytterne. F.eks. ses, at hvis det "dårlige raps-år" 2016 udelades, og man kun ser på pe-

rioden 2006-2015, fås en væsentlig højre trend (2,49 kg N/ha/år) end hvis perioden inkluderer de to år uden normreduktion, som resulterer i trends på hhv. 1,06 og 1,35 kg N/ha/år.

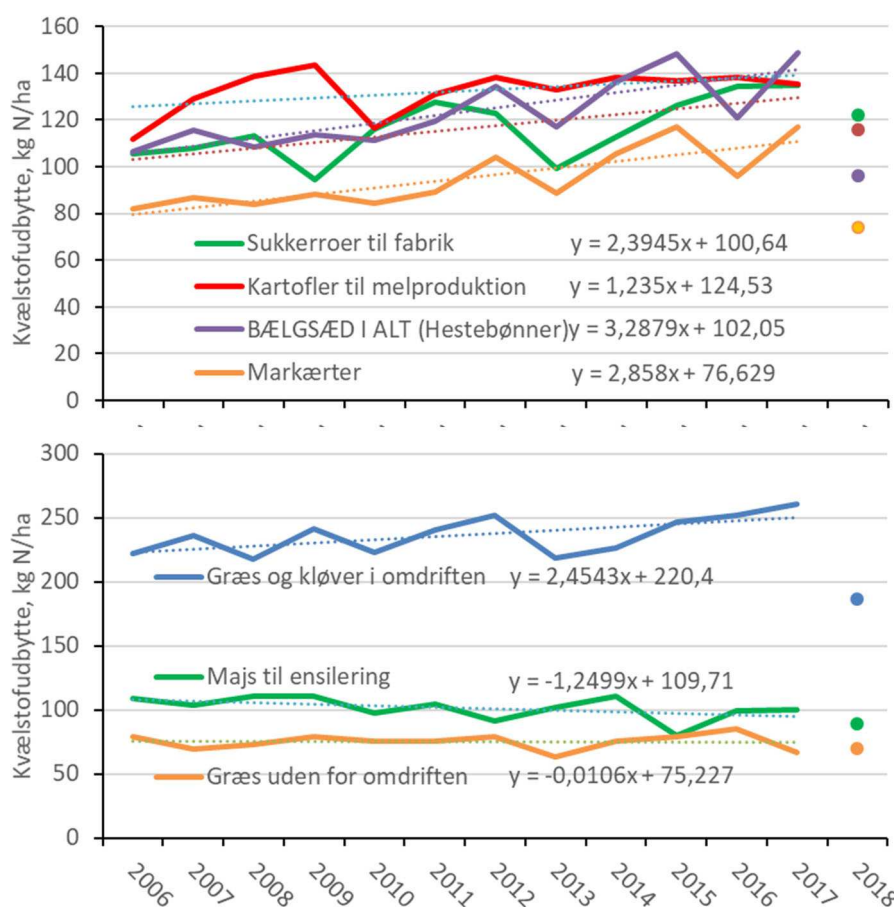
Figur 7 viser udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) og trends (kg N/ha/år) for rodfrugter, bælgsgød og grovfoder 2006-2017. Undtagen for majs har der for disse afgrøder været en positiv trend varierende fra 1,2 kg N/ha/år for kartofler til 3,3 kg N/ha/år for hestebønner. Den negative trend for majs til ensilering er beregnet til -1,2 kg N/ha/år.

Betydning af afgrødefordeling

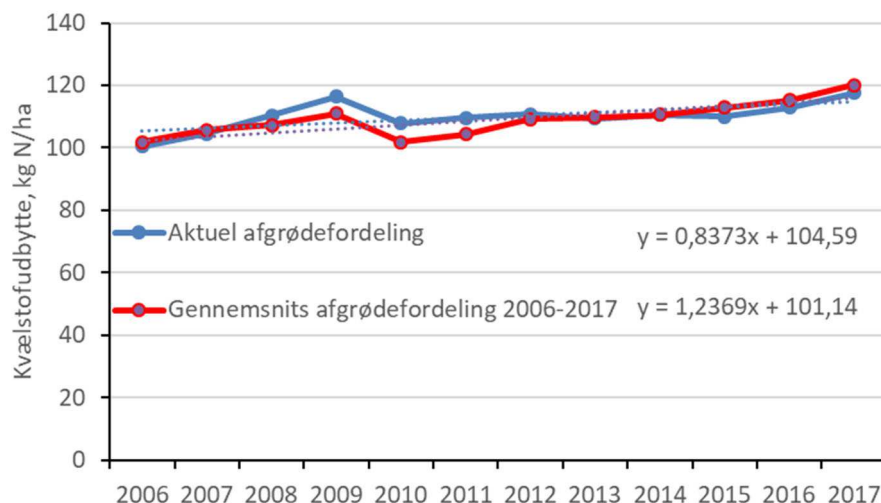
Med henblik på at beregne det samlede kvælstofudbytte for alle de i høsttabel HST77 nævnte afgrøder (se tabel 1), inkl. bjærget halm og efterslæt, er der anvendt den aktuelle afgrødefordeling for disse i perioden 1990-2017 fra høsttabel HST6. Desuden er der beregnet en gennemsnitsafgrødefordeling, således at betydningen af afgrødefordelingen kan vurderes.

Figur 8 viser udviklingen i det gennemsnitlige kvælstofudbytte (kg N/ha) i perioden 2006-2017, dels med den aktuelle arealfordeling og dels med den samme gennemsnitlige arealfordeling i alle årene. En del af årsagen til den forholdsvis store forskel i 2009-2011 er, at arealet med vinterhvede netop i disse år var 85.000-105.000 ha større end gennemsnitsarealet på 643.000 ha.

Figur 7. Udviklingen i kvælstofudbytter (kg N/ha) for rodfrugter, bælgsgød og grovfoder 2006-2018 med tilhørende lineære trends for perioden 2006-2017.



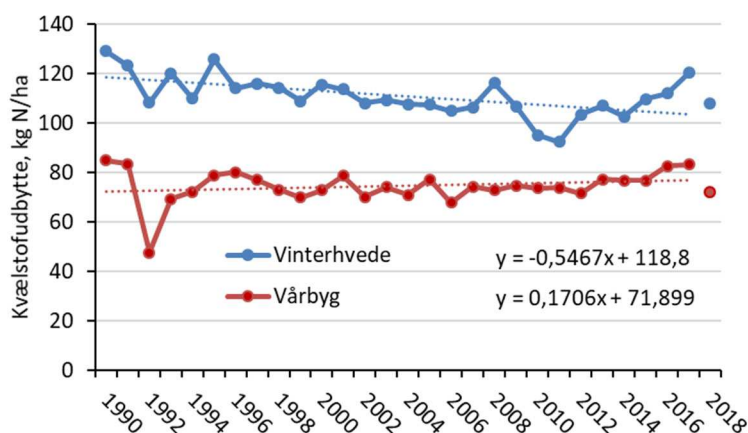
Figur 8. Kvælstofudbytter (kg N/ha) for hele landet opgjort ved aktuel årlig afgrødefordeling og ved en gennemsnitlig (2006-2017) afgrødefordeling i alle årene.



Udvikling 1990-2017

Kvælstofudbytter - vinterhvede og vårbyg

Figur 9 viser, at der i perioden 1990-2017 har været en negativ trend (-0,5 kg N/ha/år) for vinterhvede og svagt positiv (0,2 kg N/ha/år) for vårbyg. Desuden viser den indsatte tabel at længden af perioden og startåret har afgørende betydning for trenden.



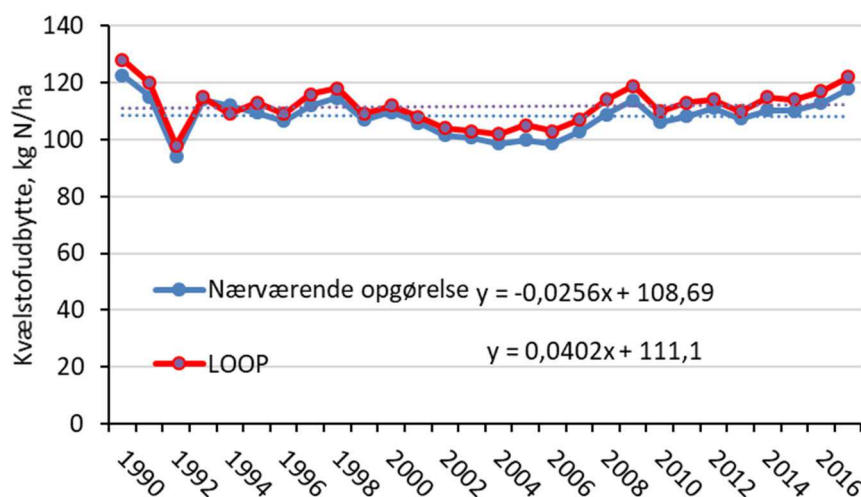
Periode	Antal år	Trend, kg N/ha/år	
		Vinterhvede	Vårbyg
1993-2017	25	-0,5	0,2
1991-2015	25	-0,7	0,2
1998-2017	20	-0,2	0,4
1996-2015	20	-0,7	0,0
2003-2017	15	0,2	0,6
2001-2015	15	-0,5	0,2
2008-2017	10	1,1	1,1
2006-2015	10	-0,3	0,7
2013-2017	5	3,6	1,8
2011-2015	5	3,4	1,1

Figur 9. Kvælstofudbytter (kg N/ha) for vinterhvede og vårbyg med tilhørende trends for perioden 1990-2017, samt tabel med trends for forskellige perioder.

Kvælstofudbytter - alle afgrøder

I figur 10 er nærværende opgørelse sammenlignet med opgørelser i landovervågningsrapporten (LOOP), jf. Blicher-Mathiesen et al. (2019). Årsager til at LOOP ligger lidt højere end nærværende opgørelse er at LOOP inkluderer nogle afgrøder, som ikke er inkluderet i Statistikbankens høsttabel HST77. Det drejer sig om afgrøder så som frilandsgroensager, frugt og bær, frø til udsæd, o.a., der tilsammen udgør omkring 10% af det dyrkede areal. Udbyttetrenden er dog rimelig ens i de to opgørelser.

Figur 10. Sammenligning af kvælstofudbytter (kg N/ha) i nærværende opgørelse og i LOOP (Blicher-Mathiesen et al., 2019).



Tabel 3. Kvælstofudbyttetrends (kg N/ha/år) for perioder á 25, 20, 15, 10 og 5 år beregnet ud fra Nærværende opgørelse i Figur 10. I hver periode er trenden beregnet både med og uden 2016-2017 som er uden normreduktion.

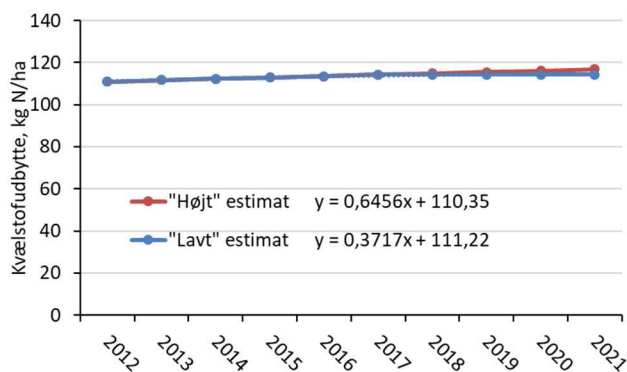
Periode	Antal år	Trend, kg N/ha/år	%-ændring/år
1993-2017	25	0,1	0,1
1991-2015	25	0,0	0,0
1998-2017	20	0,4	0,4
1996-2015	20	0,1	0,1
2003-2017	15	1,2	1,4
2001-2015	15	0,8	0,8
2008-2017	10	0,6	0,6
2006-2015	10	0,9	1,0
2013-2017	5	2,3	4,6
2011-2015	5	0,3	0,3

I tabel 3 er der beregnet en trend (kg N/ha/år) og pct.-ændring pr. år for delperioder á 25, 20, 15, 10 og 5 år. I hver periode er trenden beregnet både med og uden 2016-2017 som er uden normreduktion. Generelt stiger udbyttetrenden når 2016-2017 medregnes. Det er dog ikke ensbetydende med at udfasning af normreduktionen alene er årsag til den stigende udbyttetrend, idet vejret også spiller en afgørende rolle for udbytterne. Dette ville have været særlig tydeligt, hvis 2018-udbytter var inkluderet i trenden, hvilket tydeligt fremgår af f.eks. Fig. 6 og 7.

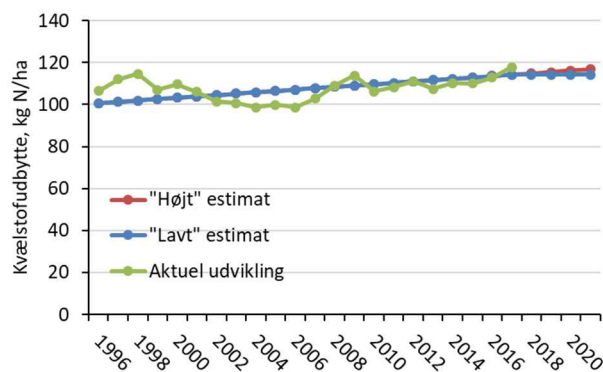
Estimeret trend 2012-2021

Som det fremgår af tabel 3 er det særdeles vanskeligt at give et estimat for udviklingen frem til 2021. Et muligt estimat kunne være at anvende et gennemsnit af de beregnede trends i tabel 3, hvilket resulterer i en trend på 0,6 kg N/ha/år. Med tanke på hvordan udbytterne i 2018 og 2019 forventes at blive, kunne et mere konservativt estimat være at trenden er 0 kg N/ha/år efter 2017. Dette resulterer i en trend for perioden 2012-2021 på mellem 0,4 og 0,6 kg N/ha/år, benævnt som hhv. "lavt" og "højt" estimat i Fig. 11.

Til orientering er den estimerede udvikling i kvælstofudbytter vist sammen med den aktuelle udvikling i Fig. 12.



Figur 11. Estimerede kvælstof udbyttestrends for perioden 2012-2021. Se tekst for forklaring.



Figur 12. Estimeret udvikling 1998-2021 sammenholdt med actual udvikling 1998-2017.

Referencer

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H. E., Carstensen, M. V., Jensen, P. G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. (2019) Landovervågningsoplände 2017. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 305. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland – GEUS.

Danmarks Statistik (2017). Statistikdokumentation for høsten af korn m.v. 2017. Danmarks Statistik, Sejrøgade 11, 2100 København Ø. <https://www.dst.dk/da/Statistik/dokumentation/statistikdokumentation/hoesten-af-korn--raps-og-baelgsaed/praecision-og-paalidelighed>

Danmarks Statistik (2019a) Høsttabel HST77: HØSTRESULTAT EFTER OM-RÅDE, AFGRØDE OG ENHED 2006-2018 (<https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1024>)

Danmarks Statistik (2019b) Høsttabel HST6: HØSTRESULTAT EFTER AFGRØDE OG ENHED 1990-2015 (AFSLUTTET) (<https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1024>)

Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Vinther, F.P., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E. & Knudsen, L. (2014). FASTSÆTTELSE AF BASELINE 2021. Effektivurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013-2021. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43, Aarhus Universitet.

Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P. & Vinther, F.P. (2016) Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 67, Aarhus Universitet.

Møller, J., Thøgersen, R., Helleshøj, M. E., Weisbjerg, M. R., Søgaard, K. & Hvelplund, T. (2005) Fodermiddeltabel 2005 – Sammensætning og foderværdi af fodermidler til kvæg. Rapport 121, Dansk Kvæg, Landbrugets Rådgivningscenter.

Poulsen, J. & Sloth, N.M. (2018) Næringsindhold i korn fra høsten 2018. Notat nr. 1824, SEGES Svineproduktion, Landbrug og Fødevarer.

Bilag 2: Udvikling i kvælstofnormer 2005/06-2018/19

Finn P. Vinther

Indledning

Analyserne her af udviklingen i kvælstofnormer er baseret på Normudvalgets indstillinger til Landbrugsstyrelsen af de økonomisk optimale normer. I notatet er der først en kort beskrivelse af metoden til fastsættelse af de økonomisk optimale normer. Dernæst en præsentation af normerne på afgrødeniveau, efterfulgt af afgrødevægtede normer og afgrødesammensætningens betydning for den gennemsnitlige norm. Endelig er der estimeret en trend for udviklingen i 2013-2021.

Metode

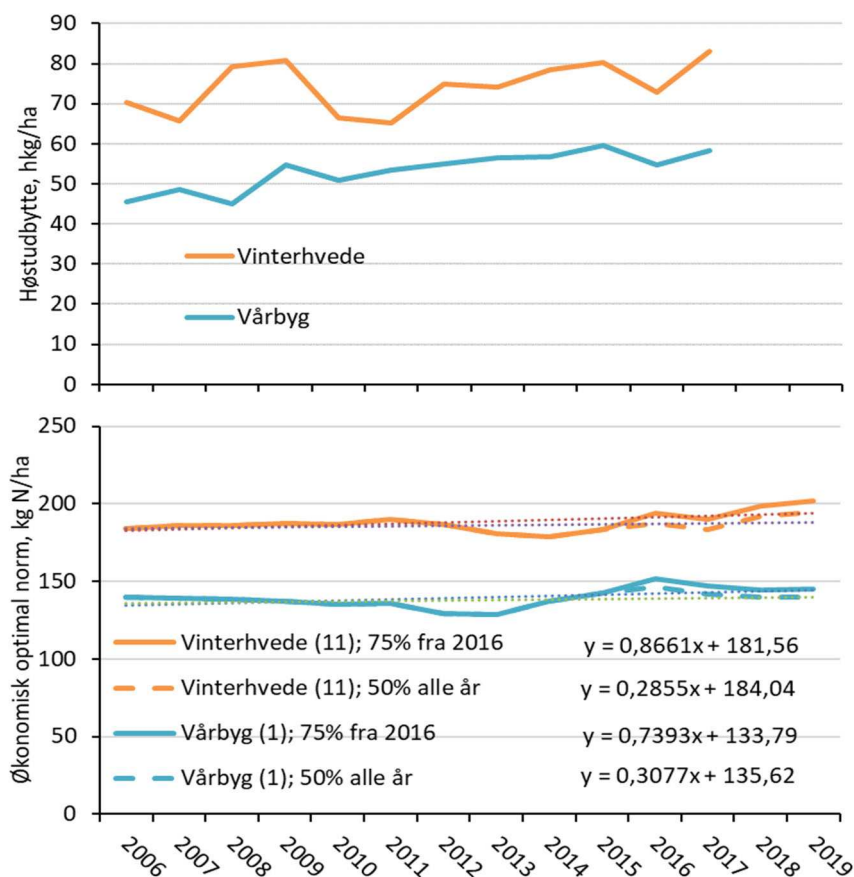
Procedurene for fastsættelse af økonomisk optimale kvælstofnormer er detaljeret beskrevet i "Procedurer for indstilling af kvælstof og udbyttenermer" (Drejebogen, 2018), og kun væsentlige elementer, der kan medvirke til at forklare variationer i kvælstofnormerne, er kort beskrevet her.

Udgangspunktet er Landsforsøgene ved SEGES, hvor der hvert år gennemføres et stort antal markforsøg til bestemmelse af udbytter ved stigende gødningstilførsel. Det største antal forsøg udføres med de primære kornafgrøder vårbyg og vinterhvede, men også andre afgrøder indgår.

For hvert forsøg beregnes den økonomisk optimale N-tilførsel ved brug af et tredje- eller andengradspolynomium. I beregningerne indgår endvidere bytteforholdet mellem kvælstof- og kornpris, og den økonomisk optimale N-tilførsel beregnes desuden med og uden indregning af værdien af protein. I grovfoderafgrøder indregnes 100% af værdien af protein, og i kornafgrøder er der indtil 2015/16 indregnet 50%, hvorefter det blev hævet til 75%. Betydningen af at hæve indregning af proteinpris fra 50% til 75% i vinterhvede og vårbyg kan ses i Fig. 1, og som det fremgår af figuren, skyldes en del af stigningen de seneste år denne ændring i indregning af proteinpris.

Ændringer i kvælstofnormer fra år til år skyldes dels ændringer i høstudbytter opgjort af Danmarks Statistik dels ændringer i metoden til indstilling af normer gennemført af Normudvalget. Stigende eller faldende udbytte i Danmarks Statistik medfører hhv. stigende eller faldende kvælstofnorm, hvor udbytteændringer beregnes ved at sammenligne det aktuelle års udbytte med gennemsnittet af de foregående fem år og derefter fremskrive dette to år til den planperiode, hvor normen skal gælde. Det vil sige, at effekten af udbytteændringer kan ses på kvælstofnormen med to års forsinkelse, hvilket vil kunne ses i Fig. 1 ved at sammenholde høstudbytter med økonomisk optimal norm. Disse beregninger foretages for alle kornafgrøder, men for de fleste af de øvrige afgrøder, hvor forsøgsgrundlaget er begrænset og usikkert, herunder grovfoderafgrøder, er årlige ændringer i normen baseret på den gennemsnitlige procentvise ændring i vinterhvede og vårbyg, hvor forsøgsgrundlaget er størst.

Figur 1. Høstudbytter (øverst) sammenholdt med økonomisk optimal norm med og uden indregning af 75% af proteinpris (nederst) for vinterhvede og vårbyg.



Normer på afgrødeniveau

I det følgende gives en oversigt over udviklingen i de økonomisk optimale kvælstofnormer for udvalgte afgrøder, der tilsammen udgør ca. 90% af det dyrkede areal, dvs. de afgrøder, der er inkluderet i Danmarks Statistiks høst-tabel HST77 (Danmarks Statistik, 2019). De økonomisk optimale kvælstofnormer er hentet fra de regneark, der af Normudvalget indstilles til Landbrugsstyrelsen, som derefter beregner en eventuel normreduktion. I de efterfølgende resultater for enkeltafgrøder er der indregnet 75% af proteinprisen i korn fra 2016 og frem. Effekten af at ændre fra 50 til 75% er vist i opgørelsen af den afgrødevægtede norm på s. 6.

Som eksempler er der i tabel 1 vist økonomisk optimale kvælstofnormer i de fem jordtypegrupper for vårbyg og vinterhvede i planperioderne 2005/06-2018/19. Desuden er til venstre i tabellerne vist en typisk jordtypefordeling, som er anvendt til at beregne en jordtypevægtet norm (vist nederst i tabellerne). Denne beregning er foretaget for alle afgrøder og jordtypevægtede gennemsnitsnormer er vist i tabel 2. Disse er desuden vist i figur 1 og 2 med tilhørende trends.

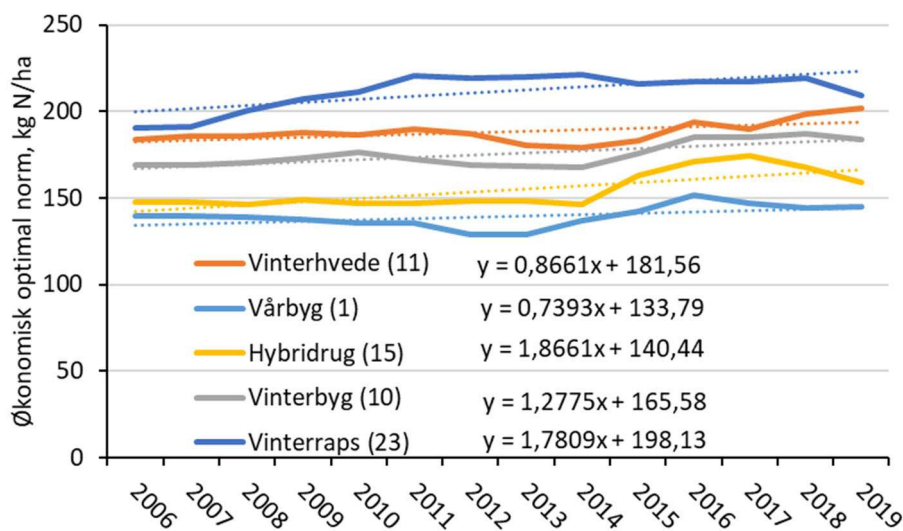
Tabel 1. Økonomisk optimale normer i de fem jordtypegrupper, simpelt gennemsnit og jordtypevægtet gennemsnit for vårbyg og vinterhvede som eksempler. Typisk jordtypefordeling er vist til venstre i tabellen.

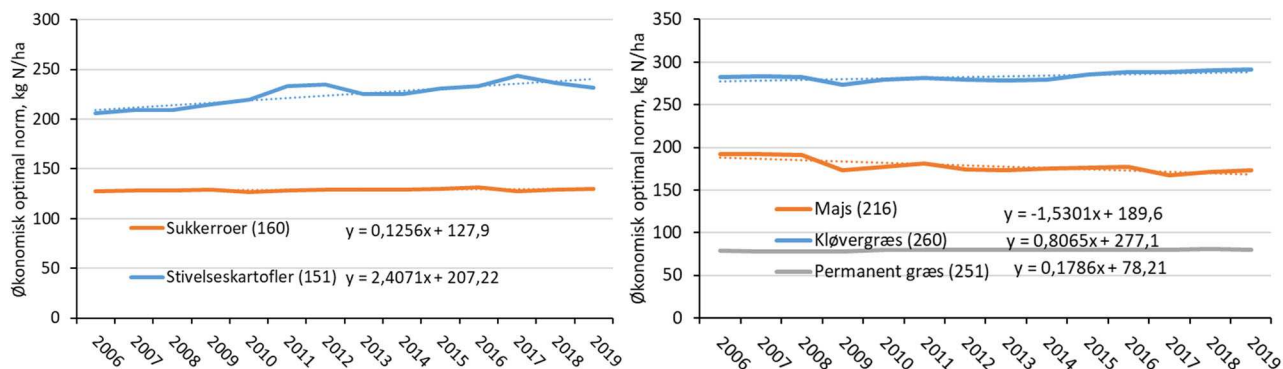
Vårbyg															
Jordtype	Andel	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19
JB 1 og 3	0,20	136	136	134	133	132	132	125	125	133	139	148	144	141	142
JB 2 og 4, +10-12	0,32	131	132	131	129	127	127	121	120	129	134	143	139	137	137
JB 1-4, vandet	0,16	154	153	153	151	149	150	143	143	151	157	166	162	159	160
JB 5-6	0,24	139	140	139	137	135	135	129	128	137	142	151	147	145	145
JB 7-9	0,08	150	150	149	152	151	151	145	144	153	158	167	153	151	151
simpelt gennemsnit		142	142	141	141	139	139	133	132	141	146	155	149	147	147
jordtypevægtet gns.		139	139	139	137	135	136	129	129	137	143	152	147	144	145
Vinterhvede															
Jordtype	Andel	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19
JB 1 og 3	0,08	174	173	174	174	173	177	174	167	165	163	177	167	176	179
JB 2 og 4, +10-12	0,33	176	176	177	177	176	180	177	170	169	169	183	173	182	185
JB 1-4, vandet	0,07	196	196	197	197	196	200	197	190	189	190	191	194	203	206
JB 5-6	0,41	189	190	190	191	190	193	190	184	182	191	202	200	209	212
JB 7-9	0,12	201	200	201	207	206	210	207	200	198	204	211	213	222	224
simpelt gennemsnit		187	187	188	189	188	192	189	182	181	183	193	189	198	201
jordtypevægtet gns.		184	186	186	188	186	190	187	180	179	183	194	190	199	202

Tabel 2. Jordtypevægtede økonomisk optimale N-normer for udvalgte hovedafgrøder, som til sammen dækker ca. 90% af det dyrkede areal, jf. tabel 3.

Afgrøder	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19
Vårbyg (1)	139,5	139,4	138,7	137,3	135,4	135,6	129,2	128,6	137,2	142,6	151,6	146,8	144,4	144,8
Vinterhvede (11)	183,8	185,7	186,1	187,6	186,4	190,0	187,0	180,4	178,8	183,1	194,1	189,7	198,7	201,6
Vinterbyg (10)	169,3	169,4	170,2	172,9	176,6	172,6	168,7	168,6	167,6	175,6	184,8	184,8	187,4	183,8
Vårhvede (2)	143,4	137,1	136,3	135,2	133,1	129,1	128,9	127,2	129,8	156,2	164,8	163,1	165,1	165,7
Hybridrug (15)	147,9	147,5	146,6	148,7	147,0	147,1	148,0	148,0	146,5	163,0	170,9	174,7	167,7	158,7
Triticale (16)	153,8	154,5	163,8	167,3	170,6	166,6	162,9	163,9	165,6	171,9	179,8	179,9	179,5	179,8
Vinterraps (23)	190,2	190,9	200,3	207,5	211,6	220,6	219,1	220,1	221,1	216,1	217,1	217,6	219,1	209,6
Stivelseskartofler (151)	205,9	209,5	209,3	215,1	219,5	233,0	235,1	225,1	225,1	230,9	233,5	243,5	236,5	231,9
Sukkerroer (160)	127,9	128,1	128,6	129,1	126,8	128,2	129,2	129,2	129,2	129,9	131,5	127,4	129,2	129,6
Majs (216)	192,0	192,2	191,5	173,2	177,0	181,2	174,6	172,7	174,7	176,6	176,7	167,1	171,4	172,8
Kløvergræs (260)	282,2	283,3	282,6	273,4	279,8	281,0	279,8	278,9	279,9	285,8	287,9	288,1	290,3	291,0
Permanent græs (251)	78,9	77,8	78,2	77,8	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	81,0	80,0

Figur 2. Jordtypevægtet økonomisk optimal norm for korn og vinterraps.





Figur 3. Jordtypevægtet økonomisk optimal norm for rodfrugter og grovfoder.

Figur 2 og 3 viser udviklingen jordtypevægtede gennemsnitsnormer med tilhørende trends (kg N/ha/år). Det fremgår her, at for alle afgrøder, undtagen majs og permanent græs, har der været en stigende trend. Dette er i overensstemmelse med udviklingen i høstudbytter, som ligeledes viser positive trends for alle afgrøder undtagen majs og permanent græs (se notat om udvikling i høst- og N-udbytter (bilag 1)).

Afgrødevægtet norm

Med henblik på at beregne en samlet økonomisk optimal jordtypevægtet gennemsnitsnorm for alle nævnte afgrøder er der i tabel 3 vist den aktuelle afgrødefordeling for disse i perioden 2006-2019 samt en gennemsnitsafgrødefordeling for perioden.

Tabel 3. Aktuell og gennemsnits (t.h.) afgrødefordeling 2006-2019 samt nederst pct.-andel af dyrket areal minus brak.

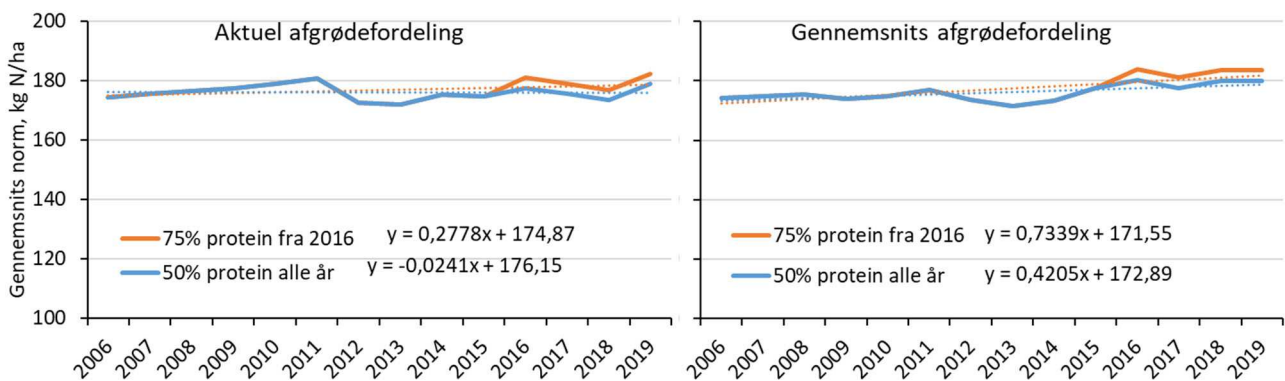
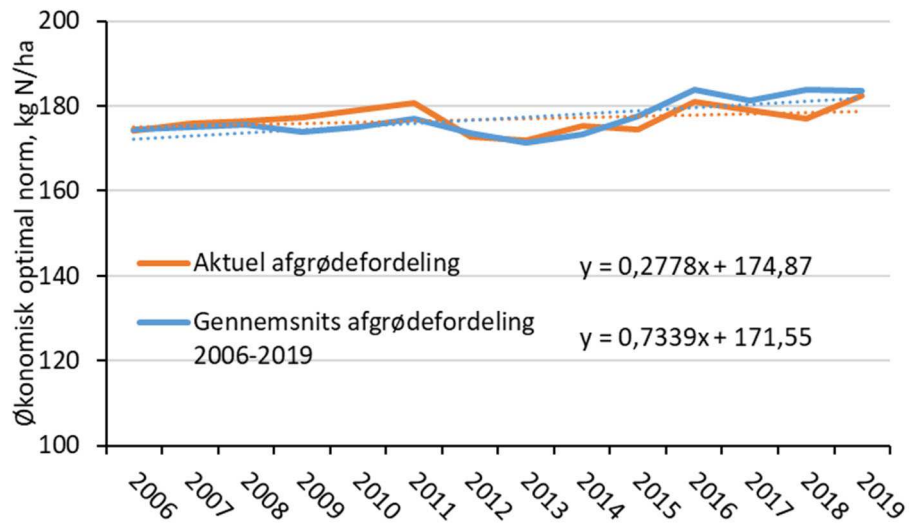
Areal, 1.000 ha	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Gns.
Vårbyg (1)	520,5	461,9	588,3	449,2	430,9	473,2	621,6	580,3	485,3	512,2	596,9	540,6	711,8	484,9	532,7
Vinterhvede (11)	682,1	683,8	638,7	716,5	743,9	724,5	588,7	542,1	651,5	608,7	568,8	579,5	406,8	556,3	620,8
Vinterbyg (10)	161,2	168,8	126,5	141,3	142,6	130,9	104,2	110,9	145,2	114,2	111,7	127,0	81,9	100,1	126,2
Vårhvede (2)	10,3	7,9	10,7	9,4	13,8	20,2	31,0	28,8	16,9	12,6	16,3	14,0	32,8	13,8	17,0
Hybridrug (15)	29,8	30,0	31,0	42,2	51,3	56,1	57,5	88,2	104,1	125,5	99,0	108,7	90,0	146,3	75,7
Triticale (16)	32,9	32,2	36,6	43,9	36,1	26,6	20,0	12,5	14,5	15,4	9,0	8,2	7,3	8,6	21,7
Vinterraps (23)	124,5	179,8	173,0	160,9	164,8	152,2	126,9	175,1	165,6	193,2	164,3	177,7	145,3	165,2	162,0
Stivelseskartofler (151)	18,7	20,9	20,0	17,7	16,6	18,9	21,3	21,2	21,6	22,0	25,5	27,3	28,8	35,8	22,6
Sukkerroer (160)	41,7	39,3	36,2	37,7	39,1	39,9	42,9	38,7	35,9	25,0	34,6	33,1	39,4	29,1	36,6
Majs (216)	135,2	144,9	159,0	168,9	172,2	173,7	183,6	182,9	183,4	177,9	178,5	165,3	177,7	186,3	170,7
Kløvergræs (260)	270,9	262,5	300,3	305,9	320,9	329,1	326,8	320,1	312,5	255,6	270,0	272,2	264,1	285,9	292,6
Permanent græs (252)	189,4	196,6	190,0	192,4	199,9	186,7	200,4	195,5	192,6	254,8	225,6	234,7	212,7	224,5	206,8
I alt, 1000 ha	2217	2229	2310	2286	2332	2332	2325	2296	2329	2317	2300	2288	2199	2237	2286
Dyrket areal minus brak	2517	2478	2597	2618	2637	2636	2640	2619	2647	2628	2619	2626	2636	2637	2610
Pct. af dyrket areal	88	90	89	87	88	88	88	88	88	88	88	87	83	85	88

Figur 4 viser udviklingen i den økonomisk optimale jordtypevægtede gennemsnitsnorm ved aktuell afgrødefordeling og ved en gennemsnitsafgrødefordeling i alle årene med tilhørende trends.

Stigningen i 2010-2011 hænger sammen med høje vinterhvedeudbytter i 2008-2009, idet normerne som tidligere nævnt bl.a. fastsættes ud fra en to års fremskrivning af Danmarks Statistiks udbytter. Det forholdsvis store fald i 2012-2013 skyldes især, at arealet med vinterhvede i disse år var lavt (Tabel 3). Stigningerne frem til 2016 hænger dels sammen med generelt stigende udbytter og dels med, at proteinkorrekturen blev ændret fra 2016. At normen ved aktuell arealfordeling falder fra ca. 188 kg N/ha 2016-2017 til 184 kg N/ha i 2018 hænger sammen med, at arealet med vinterhvede var forholdsvis lavt og arealet med vårbyg forholdsvis højt i 2018 (se Figur 2 i bilag 1). Normen for vinterhvede er

ca. 50 kg N/ha højere end for vårbyg (Tabel 2), og da de tilsammen udgør næsten halvdelen af arealet, betyder det, at variationer i arealfordelingen mellem disse to afgrøder har stor betydning for den gennemsnitlige norm.

Figur 4. Jordtypevægtet økonomisk optimal norm for alle afgrøder i Statistikbankens høsttabel HST77 ved aktuell afgrødefordeling og gennemsnitsafgrødefordeling (2006-2019).



Figur 5. Gennemsnitsnorm med indregning af 75% af proteinpris fra 2016 og 50% i hele perioden ved hhv. aktuell og gennemsnits-afgrødefordeling.

Som det fremgår af Fig. 4 og 5 er der ud over udviklingen i høstudbytter også andre faktorer, der har betydning for trenden i kvælstofnormen, så som afgrødefordelingen og ændringen i indregning af protein. Desuden har det en afgørende betydning, hvilken periode, der ligger til grund for beregningen (Tabel 4). En del af stigningen de senere år hænger sammen med beslutningen om fra 2016 at indregne 75% af proteinværdien i normen til korn i stedet for som hidtil 50%.

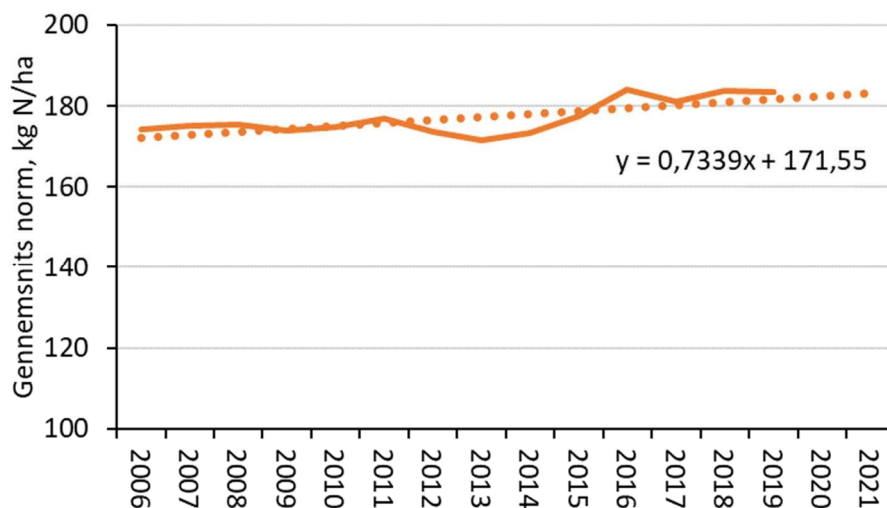
Tabel 4. Beregnede lineære trends for udviklingen i gennemsnitlig N-norm, dels for forskellige perioder, dels ved aktuel og gennemsnitlig afgrødefordeling og dels, hvor der er indregnet 75% af proteinprisen i korn fra 2016 eller 50% i hele perioden.

Periode	Akt. afgrødeford.		Gns. afgrødeford.	
	75% prot. fra 2016	50% prot. alle år	75% prot. fra 2016	50% prot. alle år
2006 - 2019	0,3	0,0	0,7	0,4
2008 - 2019	0,2	-0,1	0,9	0,5
2010 - 2019	0,4	-0,1	1,2	0,7
2012 - 2019	1,3	0,7	1,9	1,2
2014 - 2019	1,1	0,4	1,9	1,1
2006 - 2015 (50% prot. alle år)	-0,2	-0,2	0,0	0,0
2016 - 2019 (75% prot. alle år)	0,2	0,2	0,1	0,1

Estimeret trend 2012-2021

Det kan på grundlag af ovenstående være særdeles vanskeligt at beregne en trend for perioden 2012-2021. Et realistiske scenarie vurderes dog at være en trend baseret på flest antal år (2006-2019), gennemsnitlig afgrødefordeling, hvor betydningen af afgrødefordelingen reduceres, samt at der indgår ændringen i proteinindregning. Trenden for dette scenarie er markeret med fed skrift i tabel 4 og gengivet i Figur 6 med en antagelse om at være gældende frem til 2021. Denne trend på 0,7 kg N/ha/år er et konservativt estimat baseret på langsigtet udvikling af aktuelle økonomisk optimale normer. Som det antydes i figur 6 og tabel 4, har trenden dog været noget højere i Baseline-perioden 2012-2018, og der henvises her til tabel 2.1.5 i afsnit 2.1, hvor den faktiske udvikling i de indstillede økonomisk optimale normer for perioden 2012-2017 er beregnet til 1,2 kg N/ha/år.

Figur 6. Økonomisk optimal norm ved aktuel afgrødefordeling med beregnet trend, som antages at være gældende frem til 2021.



Referencer

Danmarks Statistik (2019) Høsttabel HST77: HØSTRESULTAT EFTER OM-
RÅDE, AFGRØDE OG ENHED 2006-2018 ([https://www.statistikban-
ken.dk/statbank5a/default.asp?w=1024](https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1024))

Drejebog (2018). Procedurer for indstilling af kvælstof og udbyttenermer.
DCA – Nationalt center for fødevarer og jordbrug, Aarhus Universitet.
[http://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Dreje-
bog_Gældende_fra_november_2018.pdf](http://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Dreje-
bog_Gældende_fra_november_2018.pdf)

Bilag 3: Effekten af vådområder neddelte på projekter

Tabel 1. Vådområder etableret i perioden 2013-2018. Kolonnen der angiver etableringsår, angiver det år hvor vådområdet skal være etableret ellers bortfalder tilsagnet.

Vandopland	Type	Tilsagnsår	Etableringsår	Areal	Effekt (ton N/år)	Effekt (kg N/ha/år)
1.2 Limfjorden	N-våd	2010	2014	2,5	0,30	120,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2014	2016	140,5	10,70	76,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2016	215,7	19,89	92,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2011	2016	42,0	3,56	85,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2011	2016	52,7	8,90	169,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2012	2016	94,6	13,40	142,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2011	2016	48,0	3,87	81,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2017	247,7	25,00	101,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2014	2017	18,9	2,40	127,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2014	2017	47,8	6,10	128,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2011	2017	28,0	4,80	171,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2017	281,4	23,20	82,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2012	2017	61,1	7,68	126,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2017	159,5	13,57	85,0
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2018	179,8	21,03	117,0
1.2 Limfjorden samlet				1620,2	164,40	101,5
1.3 Mariager Fjord	N-våd	2011	2016	220,0	25,20	115,0
1.3 Mariager Fjord samlet				220,0	25,20	114,5
1.4 Nissum Fjord	N-våd	2011	2014	50,0	11,12	222,0
1.4 Nissum Fjord	N-våd	2014	2016	40,0	5,50	138,0
1.4 Nissum Fjord	N-våd	2012	2016	179,0	31,90	178,0
1.4 Nissum Fjord samlet				269,0	48,52	180,4
1.5 Randers Fjord	N-våd	2010	2013	21,2	3,60	170,0
1.5 Randers Fjord	N-våd	2014	2018	14,3	2,40	168,0
1.5 Randers Fjord	N-våd	2013	2018	18,1	3,10	171,0
1.5 Randers Fjord samlet				53,6	9,10	169,8
1.8 Ringkøbing Fjord	N-våd	2014	2015	8,6	1,20	140,0
1.8 Ringkøbing Fjord	N-våd	2014	2017	46,3	6,31	136,0
1.8 Ringkøbing Fjord samlet				54,9	7,51	136,8
1.9 Horsens Fjord	N-våd	2010	2014	45,9	7,62	166,0
1.9 Horsens Fjord	N-våd	2013	2016	77,0	10,20	132,0
1.9 Horsens Fjord	N-våd	2013	2017	29,6	3,69	125,0
1.9 Horsens Fjord				152,5	21,51	141,1
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2010	2015	10,0	0,90	90,0
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2012	2015	29,1	3,60	124,0
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2011	2015	153,0	17,11	112,0
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2013	2015	22,8	2,65	116,0
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2012	2015	51,1	6,30	123,0
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2013	2015	14,3	1,96	137,0
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2013	2015	21,4	1,60	75,0

1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2012	2017	20,4	2,70	132,0
1.11 Lillebælt/Jylland samlet				322,1	36,82	114,3
1.12 Lillebælt/Fyn	N-våd	2012	2014	31,6	3,54	112,0
1.12 Lillebælt/Fyn	N-våd	2014	2018	33,2	3,41	103,0
1.12 Lillebælt/Fyn samlet				64,8	6,96	107,3
1.13 Odense Fjord	N-våd	2011	2014	13,0	1,40	108,0
1.13 Odense Fjord	N-våd	2012	2017	37,6	4,90	130,0
1.13 Odense Fjord	N-våd	2014	2018	13,8	1,12	81,0
1.13 Odense Fjord samlet				64,4	7,42	115,2
1.14 Storebælt	N-våd	2011	2013	27,0	3,40	126,0
1.14 Storebælt				27,0	3,40	125,9
1.15 Det Sydfynske Øhav	N-våd	2012	2018	118,4	11,99	101,0
1.15 Det Sydfynske Øhav samlet				118,4	11,99	101,3
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	N-våd	2013	2018	74,0	8,90	120,0
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord samlet				74,0	8,90	120,3
2.5 Smålandsfarvandet	N-våd	2014	2018	15,0	2,90	193,0
2.5 Smålandsfarvandet samlet				15,0	2,90	193,3
Total Alle				3055,9	354,62	116,0

Tabel 2. Vådområder der har fået tilsagn til og med 2018, men som først etableres i 2019 eller senere. Kolonnen der angiver etableringsår, angiver det år hvor vådområdet skal være etableret ellers bortfalder tilsagnet.

Vandopland	Type	Tilsagnsår	Etableringsår	Areal (ha)	Effekt (ton N/ år)	Effekt (kg N/ha/år)
1.2 Limfjorden	N-våd	2012	2019	13,9	1,93	139
1.2 Limfjorden	N-våd	2012	2019	24,1	2,23	93
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2019	416,9	51,85	124
1.2 Limfjorden	N-våd	2014	2019	40,3	4,10	102
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	175,1	12,30	70
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	11	2,47	224
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	20,8	2,11	101
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	151	13,67	91
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	95	14,41	152
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	117,8	12,66	107
1.2 Limfjorden	N-våd	2015	2019	100,9	12,12	120
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2019	98	6,80	69
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2020	47,7	6,27	131
1.2 Limfjorden	Lavbund	2016	2020	19,8	2,02	102
1.2 Limfjorden	Lavbund	2016	2020	15,6	0,58	37
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2021	27,3	3,81	140
1.2 Limfjorden	N-våd	2017	2021	401	40,92	102
1.2 Limfjorden	N-våd	2017	2021	640	78,70	123
1.2 Limfjorden	N-våd	2013	2022	208	23,80	114
1.2 Limfjorden	N-våd	2018	2022	65,3	5,85	90
1.2 Limfjorden	N-våd	2018	2022	52	5,66	109
1.2 Limfjorden	Lavbund	2018	2022	49,2	1,63	33
1.2 Limfjorden samlet				2790,7	305,86	110
1.4 Nissum Fjord	Lavbund	2017	2021	31,9	1,79	56
1.4 Nissum Fjord	Lavbund	2018	2022	26	2,61	101
1.4 Nissum Fjord samlet				57,9	4,40	76
1.5 Randers Fjord	N-våd	2015	2019	31,3	2,92	93
1.5 Randers Fjord	Lavbund	2016	2019	139,8	5,69	41
1.5 Randers Fjord	N-våd	2015	2020	225,2	23,70	105
1.5 Randers Fjord	N-våd	2015	2020	67	5,40	81
1.5 Randers Fjord	Lavbund	2016	2020	49,4	2,75	56
1.5 Randers Fjord	N-våd	2017	2021	31,4	3,14	100
1.5 Randers Fjord	Lavbund	2017	2021	84,7	3,50	41
1.5 Randers Fjord	N-våd	2018	2022	78,3	5,90	75
1.5 Randers Fjord samlet				707	53,00	75
1.8 Ringkøbing Fjord	N-våd	2015	2019	51,2	7,73	151
1.8 Ringkøbing Fjord	N-våd	2015	2020	71,3	5,65	79
1.8 Ringkøbing Fjord samlet				122,5	13,38	109
1.9 Horsens Fjord	N-våd	2014	2019	41,7	7,50	180
1.9 Horsens Fjord	N-våd	2017	2021	9,9	0,60	60
1.9 Horsens Fjord	N-våd	2018	2022	21,8	2,03	93
1.9 Horsens Fjord samlet				73,4	10,13	138

1.10 Vadehavet	N-våd	2018	2021	37,2	3,52	95
1.10 Vadehavet	N-våd	2018	2022	14,7	1,32	90
1.10 Vadehavet samlet				51,9	4,84	93
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2013	2019	15,5	2,53	163
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2014	2019	20,3	1,61	79
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2014	2019	18,8	1,91	102
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2015	2019	39,6	7,36	186
1.11 Lillebælt/Jylland	Lavbund	2016	2020	18,5	0,84	45
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2013	2021	122,3	9,58	78
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2017	2021	25,3	2,55	101
1.11 Lillebælt/Jylland	N-våd	2017	2021	26,4	2,49	94
1.11 Lillebælt/Jylland samlet				286,7	28,87	101
1.12 Lillebælt/Fyn	N-våd	2012	2019	115	12,69	110
1.12 Lillebælt/Fyn	N-våd	2017	2021	24,8	2,00	81
1.12 Lillebælt/Fyn	N-våd	2018	2022	30,9	3,03	98
1.12 Lillebælt/Fyn samlet				170,7	17,73	104
1.13 Odense Fjord	N-våd	2010	2020	65,9	6,94	105
1.13 Odense Fjord	N-våd	2013	2020	128	16,52	129
1.13 Odense Fjord	N-våd	2015	2021	55,5	5,15	93
1.13 Odense Fjord	N-våd	2017	2021	15,3	1,48	96
1.13 Odense Fjord	N-våd	2017	2021	24,9	2,25	90
1.13 Odense Fjord	N-våd	2017	2021	21,6	1,39	64
1.13 Odense Fjord	N-våd	2017	2021	74,6	6,74	90
1.13 Odense Fjord	N-våd	2018	2022	12,3	0,29	23
1.13 Odense Fjord	N-våd	2018	2022	22,5	5,77	256
1.13 Odense Fjord	N-våd	2018	2022	16,7	2,05	123
1.13 Odense Fjord				437,1	48,57	111
1.14 Storebælt	N-våd	2013	2021	25	2,70	108
1.14 Storebælt samlet				25	2,70	108
1.15 Det Sydfynske Øhav	N-våd	2014	2019	33	4,00	121
1.15 Det Sydfynske Øhav	N-våd	2014	2019	33,9	2,83	83
1.15 Det Sydfynske Øhav	N-våd	2015	2019	14,4	1,80	125
1.15 Det Sydfynske Øhav	N-våd	2015	2021	55	5,24	95
1.15 Det Sydfynske Øhav samlet				136,3	13,87	102
2.1 Kalundborg Fjord	N-våd	2013	2019	26,9	5,58	208
2.1 Kalundborg Fjord samlet				26,9	5,58	208
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	N-våd	2011	2019	73,3	10,57	144
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	N-våd	2015	2020	22	2,65	120
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord samlet				95,3	13,22	139
2.5 Smålandsfarvandet	N-våd	2013	2019	42,2	14,60	346
2.5 Smålandsfarvandet	N-våd	2013	2019	20,7	8,10	391
2.5 Smålandsfarvandet	N-våd	2015	2019	54	6,60	122
2.5 Smålandsfarvandet	N-våd	2014	2020	246,6	30,78	125
2.5 Smålandsfarvandet	N-våd	2017	2021	166,9	15,20	91
2.5 Smålandsfarvandet	Lavbund	2018	2022	21,2	1,14	54
2.5 Smålandsfarvandet samlet				551,7	76,42	139
2.6 Østersøen	N-våd	2015	2019	11,2	1,05	94

2.6 Østersøen	N-våd	2015	2019	8,4	0,75	89
2.6 Østersøen samlet				19,6	1,80	92
4.1 Kruså-Vidå	Lavbund	2018	2021	34,2	1,06	31
4.1 Kruså-Vidå	N-våd	2018	2022	92,9	3,78	41
4.1 Kruså-Vidå samlet				127,1	4,84	38
Øresund	N-våd	2018	2022	15,9	1,26	79
Øresund samlet				15,9	1,26	79
Total alle vandoplände				5695,5	606,45	106

Bilag 4: Opgavebeskrivelse fra Miljøstyrelsen



Østjylland
Ref. PEKJE
J.nr.
Den 3. januar 2019

Opgavebeskrivelse: Opdatering af baseline 2021 og beskrivelse af Baseline 2027 til vandområdeplan III.

Problemstilling

MFVM ønsker foretaget 1) en opdatering af baseline 2021, som beskrevet af Aarhus Universitets i rapport, "Revurdering af baseline" nr. 67, 2015, og efterfølgende 2) udarbejdet et baselineestimat for landbrugets næringsstoffab til brug for 3. generation vandområdeplaner.

Dette skal bl.a. ses i lyset af at der ikke med de seneste udledningstal ser ud til at have været den forventede baselineeffekt.

Da delopgave 1 kan danne grundlag for en del af besvarelsen af delopgave 2 beskrives begge delopgaver i denne bestilling, men med forskellige tidsfrister.

Nedenfor er de to delopgaver beskrevet.

Delopgave 1 – opdatering af baseline 2021

Baggrund og opgaveafgrænsning

Aarhus Universitets har i rapporten "Revurdering af baseline" nr. 67, 2015, opgjørt den forventede effekt af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet, som kan få indflydelse på næringsstoffabet til vandmiljøet. For opgørelse af visse elementer i baseline henvises til rapporten "Fastlæggelse af baseline", Aarhus Universitet, nr. 43, 2014. Der er i revurdering af baseline 2021 også taget hensyn til ophævelse af normreduktion m.m. Rapporten kan ses her: <https://dce2.au.dk/pub/TR67.pdf>

Rapporten er udarbejdet i 2015 med udgangspunkt i en fremskrivning for perioden fra 2012 til 2021. Det fremgår i rapporten at der kan være behov for en revurdering af de opgjorte effekter:

"En fremskrivning på 6-7 år af udviklinger m.m. kan for visse elementer være behæftet med en væsentlig usikkerhed – en usikkerhed der hidrører bl.a. fra kommende politiske initiativer (både danske og internationale) eller markedsændringer. Det betyder, at der kan være behov for en revurdering af effekterne i perioden frem til 2021, såfremt de forudsætninger, der er lagt til grund for denne revurderede baseline 2021, ændres væsentligt" (side 8), og

"Men da beregningerne har sandsynliggjort, at udviklingen i den animalske produktion kan have en afgørende indflydelse på baseline, anbefales det, at der senere i perioden frem mod 2021 laves en revurdering af fremskrivningen samt en kvantificering af effekten på udvaskningen" (side 19).

Med udgangspunkt i disse anbefalinger fra Aarhus Universitet ønsker MFVM foretaget en opdatering af baseline 2021.

Der bør ved opdatering lægges vægt på revurdering i fh.t. udledningen af kvælstof, jf. rapporten "Revurdering af baseline" nr. 67, 2015. Vurdering af udledningen af fosfor indgår i delopgave 2.

Der bør inddrages de samme elementer som fremgår af rapporten fra 2015, og der tages stilling til den forventede effekt i lyset af de tidshorisoner, som er anvendt for de forskellige elementer. I forhold til vurderingen af effekten af depositionen skal også inddrages de målte værdier fra NOVANA overvågningen.

I baselinerapporten angives, at ved en forøgelse af N-normen vil hovedparten af den øgede N-tilførsel resultere i øgede kvælstofudbytter, som forventes at udgøre omkring 60 % af tilført N. Det øgede N-udbytte vil i stort omfang substituere N i importeret proteinfoder. De resterende 40 % vil, under forudsætning af, at der ikke over en årrække sker væsentlige ændringer i jordens kvælstofindhold, fordele sig nogenlunde ligeligt mellem Nudvaskning og gasformige tab (især denitrifikation). Der ønskes en evaluering af disse antagelser i lyset af de seneste kvælstofbalancer.

For kvælstofnormen beregnes dog i nærværende opgave kun konsekvens af årlig tilpasset økonomisk optimal kvælstofnorm. I rapporten fra 2015 er regnet med konsekvens af to forskellige reguleringssystemer, henholdsvis: (A) årlig tilpasset økonomisk optimal kvælstofnorm og (B) fastlåst kvælstofnorm fra høståret 2017.

I forbindelse med vurdering af betydningen af ændret norm bør vurderes om forudsætningerne for anvendelse af gødningsmængder beskrevet i rapporten fra 2015 fortsat er gældende. Specifikt ønskes en vurdering af, om antagelsen om kvælstofnormernes vækst på 1 kg N pr. ha pr. år er korrekt. Hvis ikke, bedes opgjort hvad den reelle ændring har været samt dennes betydning for det samlede kvælstofforbrug.

Derudover ønskes vurderet om der kan være elementer der ikke har indgået i baseline, det kunne fx være ændringer i afgrødesammensætning, ændret mængder af genanvendt affald, samt ændret anvendelse af efterafgrøder, der giver grundlag til ændringer i baseline. Endvidere ønskes en vurdering af evt andre elementer, som kan give grundlag for en ændret baseline. Hvis sådanne kan identificeres ønskes disse kvantificeret.

Aarhus Universitet bedes evaluere hvad baselineeffekten samlet set vurderes at have været for den 6 årige periode 2013-2018, og hvad effekten fra 2019-2021 forventes at være. I den forbindelse ønskes vurderet om der kan være tale om en forsinkelse af at baselineeffekten slår igennem, idet der for mange baselineelementer regnes med en langtidseffekt.

Endelig ønskes der for hvert element en opgørelse af usikkerheden hermed, fx som et spænd på estimatet.

MFVM udarbejder primo 2019 en midtvejsevaluering af VP2 til EU Kommissionen, hvor status for implementering af virkemidler frem til 3. kvartal 2018 beskrives. Denne midtvejsevaluering kan stilles til rådighed for projektet.

Leverancer, delopgave 1.

Som den første leverance udarbejdes et projektoplæg med bl.a. tidsplan, organisering m.v.

Som produkt af projektet forventes udarbejdet en rapport med beskrivelse af effekterne af hvert af elementer i baseline fremskrivningen, herunder en kvantificering af den forventede effekt i 2021 med den foreliggende viden. Effekten neddeles geografisk på hvert af de 23 hovedvandomplande, der anvendes i vandområdeplanlægningen.

Tidsplan, delopgave 1.

Projektoplæg bedes udarbejdet så et udkast, der kan drøftes med MFVM senest d. 1. marts 2019. Opgaven skal gennemføres, så projektet er afsluttet senest d. 1. september 2019.

OPDATERING AF BASELINE 2021

Dette er en opdatering/midtvejsevaluering af den revurdering af baseline, der blev foretaget i 2015 og udgivet i 2016 i forbindelse med vedtagelse af Fødevarer- og landbrugs-pakken og lempelse af kvælstofnormen. I denne rapport evalueres de forudsætninger og antagelser, der blev gjort ved "Revurderingen af baseline" fra 2016, og baseret herpå er der foretaget en opdatering af baselineeffekten samlet set for den seksårige periode 2013-2017/2018, og hvad effekten for 2013 -2021 forventes at være. Den genberegnete baselineberegning viser, at der kan forventes en ændring i kvælstofudvaskning, der spænder mellem en merudvaskning på 5.310 og en reduktion i udvaskningen på 2.930 ton N/år.