

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 og
DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Landbrug

Dato: 27. marts 2014

Gitte Blicher-Mathiesen
Jørgen Windolf

Institut for Bioscience

&

Christen Duus Børgesen
Kirsten Schelde
Jørgen E. Olesen

Institut for Agroøkologi

Antal sider: 26

Faglig kommentering:
Brian Kronvang
Poul Nordemann Jensen
Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

Indhold

1	Resume	3
2	Udvikling i modelberegnet nitratudvaskning fra rod-zonen, mark- og erhvervs-balancer samt N-udledning til havet	5
2.1	N-udvaskning	5
2.2	Tidsforsinkelse for N-udvaskning fra rodzonen	6
2.3	Mark- og Erhvervs-balancer	8
2.4	Sammenhæng mellem N-udvaskning og erhvervs- og markbalance	9
2.5	Sammenhæng mellem udvaskning/markbalancer og den normaliserede diffuse N-udledning.	10
2.6	Udvikling i N udvaskning og N udledning til havet	13
2.7	Forbedret vurdering af sammenhæng mellem N - overskud, N-udvaskning og diffus N transport i vandløb	14
2.8	Udvikling i målte nitratkoncentrationer i jord og grundvand i landovervågningen	14
3	Referencer	17
	Bilag	19

1 Resume

I DCA/DCE-rapporten "Udvikling i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra Dansk landbrug for perioden 2007-2011" (Børgesen et al., 2013) kan der umiddelbart synes at mangle sammenhæng mellem på den ene side udviklingen i den modelberegnete udvaskning af kvælstof for perioden 2007-2011 (ingen signifikant ændring) og på den anden side reduktion i transporten af diffus kvælstof (primært fra landbrug) til havet, der er estimeret til ca. 10.000 ton N for perioden 2005-2012. Reduktionen i kvælstoftransporten er signifikant (95% c.l.) omend behæftet med usikkerhed. (Windolf et al., 2013).

Der er en række årsager til, at det estimerede fald i kvælstoftransporten til havet i perioden 2005-2012 ikke fremgår af modelberegningerne af kvælstofudvaskningen (2007-2011). Som det fremgår af nedenstående kan det være modeltekniske årsager og usikkerheder, virkemidler, som påvirker kvælstoftransporten, men ikke kvælstofudvaskningen, samt tidsforsinkelser for kvælstoftransport fra mark til vandmiljø. I dette notat redegør DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug og DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi for en række af disse faktorer.

Elementer, der kan være forklarende for den konstaterede forskel

- Beregningsteknisk: De anvendte modeller (NLES4) og Daisy beregner den langsigtede effekt af ændringer i gødningsniveauet på udvaskningen. I tilfælde, hvor der sker en overgang til et lavere gødningsniveau, som set frem til 2003, betyder det at den beregnede fulde effekt i rodzonen først vil kunne ses på den målte udvaskning efter en længere år-række (5-10 år).
- Forsinkelse i kvælstoftransport fra rodzonen til vandløbene. For lerbjordsoplande vil forsinkelsen generelt være af relativt få års varighed, men i nogle oplande kan den være meget lang – op til flere årtier.
- Virkemidler som vådområder og naturgenopretning giver en effekt på udledningen til havet, men indgår ikke i de modellerede udvaskningsberegninger.
- De anvendte tidsperioder for bestemmelse af den modelberegnete kvælstofudvaskning og opgørelsen af udledningen til havet er forskellige og klimanormaliserede efter lidt forskellige principper, hvilket bidrager til usikkerheden når resultaterne sammenlignes.

I notatet redegøres desuden for, hvorvidt udviklingen i tabsposterne for erhvervs- og mark-N-balancen for perioden 2005-2011 kan bidrage til at forklare udviklingen i den modelberegnete kvælstofudvaskning. Her skal dog bemærkes at der fortsat er væsentlige metodemæssige usikkerheder i opgørelse af mark-N-balancen, da der specielt er usikkerhed på opgørelse af grovfoderudbytter. På trods af usikkerhederne viste erhvervs-N-balancen og mark-N-balancen for perioden 1990-2012 et betydeligt fald i kvælstofoverskuddet, der bl.a. skyldtes en reduktion i tabsposterne: ammoniakfordampningen og kvælstofudvaskningen. Den opnåede reduktion i kvælstof

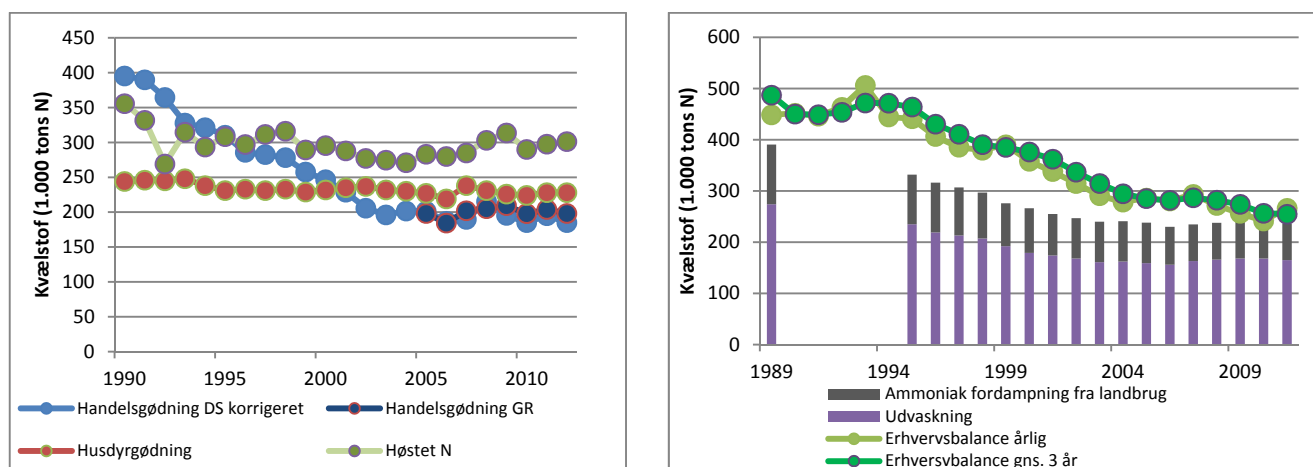
stofudledningen til havet faldt langsommere end balanceopgørelserne, men viste samme tendens.

Det er således DCA/DCE's vurdering, at en stor del af forskellene mellem de modellerede udvaskningsberegninger (som ikke viste en udvikling) og udviklingen i den diffuse kvælstoftilførsel til havet (som viste en udvikling) kan forklares med ovenstående elementer.

2 Udvikling i modelberegnet nitratudvaskning fra rod-zonen, mark- og erhvervsbalancer samt kvælstofudledning til havet

Siden vedtagelsen af Vandmiljøplan I i 1987 er den klimanormaliserede kvælstofudvaskning fra rodzonen fra det dyrkede areal reduceret fra ca. 274 mio. kg N i 1989 til ca. 165 mio. kg N i 2011. En række forhold har betydning for udvaskningens størrelse, herunder: tilførslen af gødning; typen af kvælstofgødning (organisk/mineralsk); mængden af kvælstof, der høstes med afgrøderne; afgrødefordelingen; landbrugspraksis samt perkolationen af jordvand gennem rodzonen. Forbruget af handelsgødning er i perioden reduceret fra 395,4 mio. kg N i 1990 til 203,9 mio. kg N i 2011, mens kvælstof tilført med husdyrgødning er reduceret fra 244 mio. kg N i 1990 til 228 mio. kg N i 2011 (Figur 1).

Tilførslen af handelsgødning og husdyrgødning generelt har fulgt ændringerne i den beregnede klimanormaliserede kvælstofudvaskning (Figur 1). Efter 2005 har der været en lille stigning i forbruget af handelsgødning i årene 2007-2009. Stigningen er knyttet til udfasning af braklægning, idet kvælstofkvoten reguleres med 2 års forsinkelse. Derfor er forbruget efter 2009 igen faldet til det samme niveau som i 2005.



Figur 1. Til venstre: Udvikling i forbrug af gødning og høstet kvælstof i perioden 1990-2012. Handelsgødning forbruget er opgjort ifølge Danmarks Statistiks tal for solgt gødning fra danske grovvarerfirmaer og korrigeret for forbrug af gødning til offentlige anlæg og private haver (Handelsgødning DS korrigeret). Fra 2005 vises desuden forbruget af handelsgødning indberettet i gødningsregnskaberne (handelsgødning GR). Til højre: Udvikling i erhvervsbalance henholdsvis årlig og 3 års gennemsnit og summen af modelberegnet kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning for perioden 1990-2011.

2.1 Kvælstofudvaskning

Nitratudvaskningen fra rodzonen for det dyrkede areal er opgjort i tilknytning til evaluering af vandmiljøplaner (Grant & Waagepetersen, 2003; Børgesen et al., 2008) samt til Danmarks rapportering til EU kommissionen om implementering af nitratdirektivet (Børgesen et al., 2013). Af beregningerne fremgår, at udvaskningen er reduceret fra 274.000 tons N i 1989 til 165.000 tons N i 2011. Overordnet har det være de samme typer af modeller, der har

været anvendt i beregningerne med visse opdateringer. En del af datagrundlaget for klimaet er desuden skiftet i perioden.

Modellerne har været opdateret i løbet af perioden, således at der er anvendt tre forskellige versioner: (Daisy, (forskellige versioner), NLES3 og NLES4). I slutevalueringen af VMPII blev den empiriske model N-LES3 og en tidlig version af SKEP-Daisy anvendt (Waagepetersen, 2003;), i midtvejs-evalueringen af VMPIII blev den empiriske model N-LES 4 og en opdateret version af SKEP-Daisy anvendt (Børgesen et al., 2008), og endelig i Danmarks rapportering til EU kommissionen om implementering af nitratdirektivet blev den empiriske model N-LES4 og en yderlig opdateret version af SKEP-Daisy anvendt (Børgesen et al., 2013).

Herudover er perioden for klimanormaliseringen af udvaskningen ændret i de tre evalueringer i takt med, at der indarbejdes flere år i udvaskningsberegningen. For VMPII slutevaluering (Waagepetersen, 2003) anvendtes klimaperioden 1990-2001, i VMPIII midtvejsevalueringen (Børgesen et al., 2008) anvendtes klimaperioden 1990-2005, og i den seneste beregning til Danmarks rapportering til EU kommissionen om implementering af nitratdirektivet (Børgesen et al., 2013) blev der anvendt klimadata fra perioden 1990-2010. Klimanormaliseringen af udvaskningen betyder, at der for et givet driftsårs kvælstofgødskning og arealanvendelse beregnes udvaskning for alle klima-år der indgår i normaliseringsperioden, og at den gennemsnitlige udvaskning beregnes som et gennemsnit for de år, beregningen er gennemført for.

Klimanormaliseringen af udvaskningen er derfor forskellig i de tre evalueringer. Da datagrundlaget og modellerne, der anvendes, ikke er helt ens, kan der ikke opgøres en trend, der nøjagtig angiver udviklingen i kvælstofudvaskning for den samlede periode. En mere nøjagtig udvikling i modelleret kvælstofudvaskning kan opgøres for de delperioder, hvor modeller og datagrundlag er ens.

Der er ikke foretaget en egentlig validering og usikkerhedsvurdering af N-LES4 modellen, som er anvendt til udvaskningsberegninger i de sidste to evalueringer. En analyse af usikkerhed og validering af en tidligere version (N-LES3) er beskrevet i Larsen and Kristensen (2007). Her blev valideringen foretaget ved at estimere modellens parametre på en delmængde af observationer. Det blev fundet, at udvaskningsfunktionen var forholdsvis stabil og at usikkerheden på en enkelt prædiction mellem estimeret og målt værdi lå mellem 20 og 40 pct., men faldt til mellem 10 og 30 pct., hvis beregningen foretages på flere år eller mange marker.

2.2 Tidsforsinkelse for kvælstofudvaskning fra rodzonen

Det er her vigtigt at skelne mellem den aktuelle udvaskning i et givet år og den modelberegnete udvaskning beregnet med landbrugsdata for det aktuelle år som vist i figur 1, men normaliseret til en klimaperiode. Årstallet i figur 1 angiver driftsåret for de landbrugsdata, der indgår i beregningen, men ikke det tidspunkt, hvor den fulde effekt er slået igennem på den aktuelle transport af kvælstof ud af rodzonen. Modelberegningerne af udvaskningen repræsenterer det *langsigtede* udvaskningsniveau, der kan beregnes med landbrugsdata/virkemidler implementeret for det pågældende driftsåret. Eksempelvis vil det langsigtede udvaskningsniveau beregnet for driftsåret 2002 først vise sig i rodzoneudvaskningen og i vandmiljøet i perioden efter 2002.

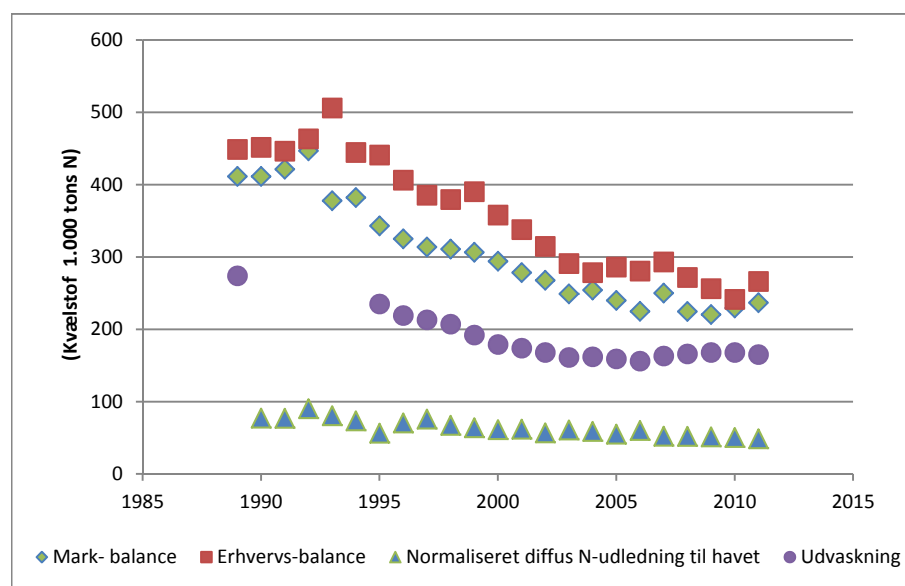
Den fulde effekt af virkemidlerne kan således først måles i den gennemsnitlige kvælstofudvaskning fra rodzonen efter en årrække.

Ud fra analyse af udvaskningsdata, der er anvendt i udviklingen af NLES modellerne (NLES2 ((Simmelsgard, 1998), NLES3 (Larsen et al., 2007) og NLES4, (Kristensen et al.,2008)), er det fundet, at udvaskningen er meget styret af det langsigtede kvælstofgødsningsniveau. I N-LES4 anvendes et N niveau, der er et gennemsnit af 5 foregående års kvælstoftilførsel.

Fra 2003 og frem til i dag, har tilførslen med kvælstofgødning ligget på et stabilt niveau, mens niveauet før denne periode var betydeligt højere (figur 1). Det langsigtede kvælstofniveau er således løbende aftaget i perioden efter 2003, hvilket også vil gøre, at udvaskningen fra rodzonen kan forventes at falde efter 2003, indtil der er opstået en ny ligevægt i jordens organiske kvælstofpuljer. Ifølge C-TOOL modellen vil dette være en proces, der er langvarig (>100 år), idet det største fald ses de første 10 år. I modelberegningerne vurderes den klimanormaliserede langtidseffekt. Således antages det, at det 5 årige kvælstofniveau, der indgår i NLES modellen, er lig med det aktuelle driftsårs kvælstofniveau. Dette svarer til at antage, at sædskiftet er konstant i fem år og gødes med en konstant mængde i alle årene, og der i det femte år beregnes udvaskning med modellen.

Effekten af et virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen vil også være adskillige år om at vise en fuld effekt på rodzoneudvaskningen. Virkningen af efterafgrøder kan have stor effekt nogle år (gode etableringsvilkår, stort kvælstofoptag i efteråret) og mindre effekt andre år (dårlige spirings- og vækstforhold der medfører lille kvælstofoptag i efteråret). På samme måde varierer udvaskningen fra rodzonen mellem årene, fordi specielt vinterafstrømningen er forskellig fra år til år. Det først nogle år efter virkemidlerne er fuldt implementeret (dvs. driftsåret for den klimanormaliserede kvælstofudvaskning), at den fulde effekt på rodzoneudvaskningen kan opgøres/ ses og at effekten er slået fuldt igennem i vandmiljøet.

Figur 2. Udvikling i kvælstofudvaskning fra landbrugsarealet, mark- og erhvervs-balancer samt i den normaliserede diffuse kvælstofudledning til havet for perioden 1990-2011



Effekten af ændringerne i gødningsniveauet i perioden frem til 2003 vil desuden have en mere langsigtet effekt på baggrundsmineraliseringen, hvilket vil påvirke både kvælstofforsyningen fra jorden til afgrøden, men også påvirke udvaskningen.

2.3 Mark- og Erhvervsbalancer

Erhvervs-N-balancen udgør forskellen mellem, hvad der tilføres landbrugssektoren i Danmark af kvælstof i form af primært importeret foder, gødningsmidler, samt kvælstof der kommer fra atmosfæren via deposition og kvælstoffiksering. Derfra trækkes, hvad der fraføres i form af animalske og vegetabiliske produkter. Mark-N-balancen er en intern omsætning i erhvervs-N-balancen, og opgør differencen mellem, hvad der tilføres danske marker af kvælstof fra bedriften via gødning og via atmosfæren med deposition og ved kvælstoffiksering. Balancen udgør summen af kvælstoftabene (udvaskning, ammoniak fordampning, denitrifikation og ændringer i jordens organiske puljer).

Kvælstofudvaskning for landets dyrkede marker kan under den præmis, at der ikke sker ændringer i øvrige tabsforhold såsom ammoniakfordampning, denitrifikationen og ændringer i jordens organiske puljer opgøres ud fra mark-N-balancen. Markbalancen er mere usikkert bestemt end erhvervsbalancen, bl.a. fordi kvælstofudbyttet for grovfoder er meget vanskelige at opgøre. Yderligere vil et virkemiddel som efterafgrøder kunne påvirke jordens organiske puljer. De indførte krav om, at efterafgrøder har en eftervirkning, som skal trækkes fra kvælstofkvoten og som vil kunne ses i markbalancen, mens den resterende del af eftervirkning ikke umiddelbart vil kunne ses.

Ses isoleret på perioden 2005-2011 viser beregningerne, at udvaskningen ikke er ændret eller formentlig steget lidt, mens mark- og erhvervsbalancen reduceres med henholdsvis ca. 3 og knap 20 mio. kg N. Der har i denne periode været en stigning på 5,7 mio. kg N i forbruget af handelsgødning indberettet til gødningsregnskaberne, mens forbruget af handelsgødning ud fra Danmarks Statistiks oplysninger om solgte mængder af grovvarerfirmaer viser et fald i forbruget på 9,3 mio. kg N. Handelsgødningsforbruget ifølge Danmarks Statistiks tal for solgt gødning fra danske grovvarerfirmaer er korrigeret for forbrug af gødning til offentlige anlæg og private haver (Handelsgødning DS korrigeret). De solgte mængder fra danske grovvarerfirmaer indeholder ikke lagerforskydninger fra år til år og ej heller lovlig import af gødning fra udlandet af andre end grovvarerfirmaer. Derfor er disse forbrugstal mere usikre end forbruget indberettet i gødningsregnskaberne. I de årlige erhvervs kvælstofbalancer udgivet af DCA (Senest Vinther og Olsen 2013) er de årlige lagerforskydninger i både gødning og produkter udjævnet ved, at overskuddet beregnes som et treårigt glidende gennemsnit.

Da der i erhvervsbalancen anvendes handelsgødningstal fra Danmarks statistik og markbalancen anvender forbruget oplyst i gødningsregnskaberne giver det en forskel i forbruget af handelsgødning i mellem de to opgørelser på 15,0 mio. kg N for perioden 2005-2011, alene fordi der ikke anvendes samme datagrundlag for forbruget af handelsgødning.

Tabel 1. Tilførsel af handelsgødning, husdyrgødning, samlet tilførsel og høstet kvælstof for dyrkningsjorden, mark- og erhvervs-balance ((mio. kg N) for hele landet for perioden 2005-2011 samt ændring i perioden. Modelberegnet N-udvaskning for perioden 2007-2011.

	2005	2011	Ændring fra 2005 til 2011	
			I alt	(pct.)
Handelsgødning GR (mio. kg N)	198,2	203,9	5,7	2,9
Handelsgødning DS korrigeret (mio. kg N)	201,3	192,0	-9,3	
Husdyrgødning ab lager (mio. kg N)	227	228	1,0	0,4
N-fiksering (mio. kg)	40,6	50,3	9,7	23,9
Deposition (mio. kg)	44,1	40,4	-3,7	8,4
Tilførsel i alt (mio. kg N)	522,9	534,4	11,5	2,2
Høstet (mio. kg N)	283,1	297,6	14,5	6,4
N-markoverskud landbrug (mio. kg N)	239,8	236,7	-3,1	5,5
N erhvervsbalance (mio. kg N)	286,1	266,2	-19,9	7,0
N-udvaskning (2007-2011)	163	165		

Som førnævnt består erhvervsoverskuddet af de samme tabsposter som i markbalancen plus ammoniakfordampning og denitrifikation fra stald og lager. I perioden reduceres ammoniaktabet fra stald og lager med ca. 6,3 mio. kg N (data i Bilag 3) (Nielsen et al., 2013). Det er derfor forventet, at erhvervsbalancen reduceres med omkring 21.300 tons N mere end markbalancen for samme periode, hvilket er meget tæt på de knap 20,0 mio. kg N som fremgår som ændringen i Tabel 1 (data for erhvervsbalancen fremgår af Bilag 2).

2.4 Sammenhæng mellem kvælstofudvaskning og erhvervs- og markbalance

Udvikling i modelberegnet klimanormaliseret kvælstofudvaskning, mark- og erhvervs-balancen og den normaliserede diffuse kvælstofudledning til havet fremgår af figur 2.

Sammen med en øget tilførsel i handelsgødning og en øget kvælstoffiksering på 9,7 mio. kg N er den samlede kvælstoftilførsel til markerne steget med 11,5 mio. kg N i perioden 2005-2011. Så selvom udbyttet er steget giver det kun et lille fald i markbalancen på 3,0 mio. kg N for samme periode

Forudsætning for, at ændringer i mark- eller erhvervsbalancer følger ændringer i udvaskninger, er bl.a. at der ikke sker korte eller langsigtede ændringer i jordens organiske puljer. Indførsel af virkemidler som efterafgrøder og forbud mod jordbearbejdning i efteråret har en betydelig effekt på kvælstofudvaskningen via optag i planter og for efterafgrøder senere indarbejdelse af efterafgrøder i jorden, hvilket har betydning for mængden og omsætning af kvælstof i jordens organiske materiale. Andelen af græsmarker har også en betydelig effekt på udviklingen i jordens organiske puljer.

Denne effekt på jordens organiske puljer og omsætning heraf fik betydning ved indførelse af, at kravet om at 6 % af efterafgrødegrundarealet skulle dyrkes med efterafgrøder, hvilket blev implementeret i 1999. Kravet til efterafgrøder blev fra 2005 øget til 10 % af efterafgrødegrundlaget for brug med over 0,8 DE/ha, og fra 2008 blev kravet yderligere skærpet til at være 10 og 14 % af efterafgrødegrundlaget for brug henholdsvis over og under 0,8 DE/ha.

Arealet med efterafgrøder er herved steget fra 120.000-180.000 ha i årene 2000-2003 til 211.000 ha i 2011. Fra 2002 blev det indført, at efterafgrøder havde en eftervirkning på 12 kg N/ha, som skulle trækkes fra ejendommens kvælstofkvote. Eftervirkningskravet blev i 2005 øget til at være 17 og 25 kg N/ha på brug henholdsvis over eller under 0,8 DE/ha.

Etablering af efterafgrøder vil gradvis kunne øge jordens organiske pulje og kan derfor medføre, at der ikke er en god sammenhæng mellem udviklingen i udvaskningen og erhvervs- eller markbalancen, især i perioden efter år 2000, hvor efterafgrøder bliver udlagt.

Udbyttet af høstede afgrøder viser meget store primært klimabetingede år til år variationer, hvor bortførslen med høstede afgrøder har varieret mellem 269.100 og 355.700 tons N i perioden 1990-2011. Siden 2005 ses en stigning i mængden af høstet afgrøder, som udgør 14,5 mio. kg N for perioden 2005-2011. Det øgede kvælstofudbytte skyldes bl.a. ændring i afgrødesammensætning med større andel af græs og kløvergræs i omdrift og gode år med optimale dyrkningsbetingelser.

Kvælstofudvaskning er modelberegnet med klima for en lang årrække (1990-2010) for at neutralisere den klimatisk betingede år til år variation. Herved gennemføres beregningen ved et gennemsnitsudbytte, der tager hensyn til ændringer i afgrødefordelingen.

Når der tages højde for, at udvaskningsberegningen er klimanormaliseret, er der god overensstemmelse i trend for den beregnede kvælstofudvaskning og markbalancen for perioden 2005-2011. At udvaskningen nogenlunde er på samme niveau skyldes altså bl.a., at forbruget af handelsgødning ifølge indberetninger til gødningsregnskaberne og kvælstoffikseringen stiger og depositionen falder lidt, så den samlede tilførsel som før nævnt stiger med 11,5 mio. kg N. Denne mertilførsel af kvælstof giver ikke en væsentlig øget kvælstofudvaskning fordi efterafgrøder og større andel af græs og dermed en større kvælstoffjernelse med høstede afgrøder opvejer det. Der er dog knyttet en ret stor usikkerhed på beregningen af kvælstoffikseringen. Stigningen i N-fikseringen skyldes et øget areal med græs og kløvergræs. Det er usikkert, hvor stor en stigning græs med kløver udgør, og om kløverdelen reelt har givet en større kvælstoffiksering. Beskrivelse af beregningen af kvælstoffikseringen fremgår af bilag til dette notat. I perioden 2005 til 2011 er der desuden sket en ophævelse af kravet til braklægning, således at marker, der lå udyrket, blev inddraget i produktionen. Denne ændring påvirkede mark N balancen positivt ved øgede udbytter og udvaskningen negativt som følge af dyrkning af arealerne.

2.5 Sammenhæng mellem udvaskning/markbalancer og den normaliserede diffuse kvælstofudledning.

I Notat om basisanalyse er der for kalender årene 2005-2012 beregnet en signifikant nedgang i den normaliserede diffuse kvælstofudledning til havet på ca. 10,0 mio. kg N, med et relativt stort usikkerhedsinterval på 6,6 -17,0 mio. kg N på 95 pct. niveau (Windolf et al., 2013).

Der er fundet en god sammenhæng mellem udviklingen i markbalancen og den normaliserede diffuse kvælstofudledning for hele landet i perioden 1990-2010, for landsdele og tilsvarende for totalkvælstof-udledning til 11 specifikke fjorde i perioden 1990-2006 (Windolf et al., 2011, Windolf et al., 2012).

Overordnet set over perioden 1990-2010 giver det mening, at tabet af kvælstof fra dyrkningsjorden, opgjort som et potentielt tab via markbalancen, følger kvælstofudledningen til havet. Men en række specifikke forhold påvirker en sådan sammenhæng. F.eks. vil effekt af at reetablere vådområder ikke kunne afspejles i markbalancen, idet dette virkemiddel hovedsagelig påvirker kvælstofudledningen til havet. Virkemidler, der påvirker omsætningen af organiske stof som f.eks. efterafgrøder og senere jordbearbejdning, vil kun afspejles i markbalancen, såfremt disse virkemidler påvirker kvælstofudbyttet eller forbruget af gødning på markerne. Desuden vil tidsforsinkelser både i omsætning og tab fra rodzonen og i transporten mellem rodzone og overfladevand betyde at sammenhængen er ringe; det ses bl.a. i oplandet til Mariager Fjord

Følgende elementer bidrager til en forskel i trend på beregnet kvælstofudvaskning og kvælstofudledning for perioden 2005-2011:

Vådområder

Reetablerede vådområder har primært en direkte effekt på kvælstofudledning til havet og er derfor ikke indeholdt i udvaskningsberegningerne. Både i VMP II og VMPIII aftalen indgår vådområder som virkemiddel. I begge planer blev selve reetableringen af vådområderne lidt forsinket i forhold til øvrige virkemidler. I slutevalueringen af VMPII var prognosen for 2003, at der samlet ville være bindende aftaler om reetablering af vådområder for 2.900 ha, mens der på dette tidspunkt var gennemført vådområder på 1.881 ha (Tabel 2). I VMP III blev det aftalt, at der yderligere skulle etableres 4.000 ha af denne type vådområder, således at den samlede forventning blev 6.900 ha. I midtvejsevalueringen af VMPIII (Waagepetersen et al., 2008) vurderes, at målsætningen knap er nået i 2008, men at det var sandsynligt, at målsætningen blev nået. I Tabel 3 ses, at der i 2004 var reetableret 2.839 ha. Fra 2005 og frem vil der derfor være etableret knap 4.100 ha af denne type VMPII vådområder, hvilket giver en reduceret kvælstofudledning til vandløb på ca. 1.050 tons N. Samlet er der efter 2005 en reduceret kvælstofudledning til vandløb på ca. 1.900 tons N, der kan tilskrives reetablering af vådområder og forbedring af natur og miljø for miljømiliardindsatsen. Oversigt over natur- og miljøprojekter etableret for miljømiliarden fremgår af bilag.

Tabel 2. Arealer og kvælstoffjernelse for henholdsvis reetablerede og bevilligede VMPII vådområder (Børgesen et al., 2009) og for miljøvenlige vådområder under VMP III i perioden 2002-2009 (Børgesen et al., 2012).

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	I alt	
									(ha)	(tons N)
<i>VMPII vådområder*</i>										
Reetableret (ha)	663	1.881	2.839	3.509	4.824	5.343				
Bevilliget til gennemførelse (ha)	3.844	3.240	4.638	3.332	3.949	3.396				
N fjernelse VMPIII bevilliget										1.050
<i>VMPIII vådområder under MVJ**</i>										
Arealer i projekter (ha)				75	101	495	277	603	1.550	
N fjernelse (ton N)				10,1	12,7	74,3	29,9	90,8		218
<i>Private vådområder i 2010</i>										
Bevilliget til gennemførelse									426	
N fjernelse										58
Miljømiliard (projekter vises i bilag)										563
I alt										1889

*VMPII vådområder med midler både fra VMPII og III

**VMPIII dataene dækker både etablerede, afsluttede og projekter med tilsagn, men hvor etablering endnu ikke er fulgt op (*Personlig kommunikation, Lisbet Skau Lund Sørensen, NaturErhvervstyrelsen*).

Effekten af vådområder varierer betydeligt imellem typer af reetablering og imellem de aktuelle lokaliteter. Der er derfor stor forskel på den beregnede effekt, der ligger til grund for ansøgningen om reetablering af vådområder og den faktisk målte effekt, som blev fundet i overvågningen af 10 VMPII vådområder (Hoffmann & Baatrup-Pedersen, 2007). Der skal derfor knyttes en usikkerhed til den beregnede effekt af vådområder angivet i tabel 2.

Tidsforsinkelse i transporten fra rodzonen til havet

Der er ved målinger påvist signifikante fald i kvælstofudvaskningen fra rodzonen fra først i 1990'erne og ind til 2003 (Blicher-Mathiesen et al., 2012). Faldet er størst på sandjordene. Tilsvarende er der målt et fald i kvælstoftransporten til vandløb for samme periode. Dette fald er mindre end faldet i den modelberegnete rodzoneudvaskning, dels på grund af tidsforsinkelser i rodzonen, dels på grund af reduktionsprocesser og tidsforsinkelser i transporten specielt via det dybere grundvandet.

I lerjordsoplande 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, været nået ud til vandløbet. En effekt af reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen, vil derfor indenfor 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, 3/4 af en ændring vil kunne ses inden for 2 år, men næsten alt kvælstof, der ikke reduceres når frem til vandløbet i løbet af 4 år.

I sandjordsoplande sker afstrømningen til vandløb for en stor dels 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 allerede er reduceret for kvælstof, vil det kvælstof, der strømmer til vandløb, ikke være lige så lang tid undervejs som vandet. I en oplandsmodellering for kvælstofbelastning af Nissum Fjord blev det beregnet en reduktion mellem rodzone og vandløb på 76 pct. samt af en ændring i kvælstofbelastningen vil 2/3 heraf kunne registres i løbet af 3 år, mens knap 80 pct. 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).

Samlet kan det konkluderes at det kan tage nogle år inden ændringer i kvælstoftilførsel til landbrugsjorden slår fuldt igennem i rodzoneudvaskning. Og at der yderligere går nogle år inden eventuelle ændringer i kvælstoftilførsel og udnyttelse kan registreres i vandløb. Ændringer i kvælstoftilførsel/udnyttelse kan relativt hurtigt måles i vandløb til visse typer af oplande, men det er uvist hvor lang tid, der går inden den fulde effekt af virkemidler til reduktion af kvælstofudledningen kan registreres i vandløb. Typisk vil der for oplande med en stor andel af overfladenær transport via dræn, ret hurtigt kunne måles en effekt i form af en reduceret kvælstoftransport. I oplandet til Odense Fjord er det vurderet at 2/3 af ændringen vil kunne findes inden for 3 år. Tilsvarende er det vurderet, at 80 pct. af en ændring kan findes i vandløbene inden 10 år i vandløb, der afvander de sandjordsprægede oplande til Nissum og Ringkøbing Fjord. Det er derfor forventet, at en nedgang i den modelberegnete kvælstofudvaskning både kan ses som en rela-

tivt hurtig nedgang i den normaliserede diffuse kvælstofudledning til havet, men at forsinkelse medfører, at den fulde effekt af ændringerne i rodzoneudvaskningen kan tage op til 10 år om at nå frem til vandløbet, eller evt. flere årtier for nogle oplande f.eks. oplandet til Mariager Fjord. Efter år 2003 er den modelberegnete kvælstofudvaskning nogenlunde uændret, mens den normaliserede diffuse kvælstofudledning til havet falder, opgjort til ca. 10 mio. kg N for perioden 2005-2012, med et relativt stort usikkerhedsinterval på 6,6 -17,0 mio. kg N på 95 pct. niveau (Windolf et al., 2013).

2.6 Udvikling i kvælstofudvaskning og kvælstofudledning til havet

Som ovenfor gennemgået, forekommer der en vis tidsforsinkelse før ændringer i kvælstoftilførsel og bedre udnyttelse af landbrugsjorden slår fuldt igennem som mindre kvælstoftransport til havet. Det er derfor nødvendigt at se på ændringer over en lang tidsperiode. For perioden 1984/1989-2011 er den modelberegnete kvælstofudvaskning reduceret med ca. 146 og ca. 109 mio. kg N for henholdsvis perioden 1984-2011 og 1989-2011 opgjort ud fra data for modelberegnet kvælstofudvaskning for hele landet (Grant & Waagepetersen (2003) og Børgesen et al., (2013)). Den normaliserede kvælstofudledning til havet er reduceret med 33 mio. kg N for perioden 1990-2011 (Windolf et al., 2013). N reduktionen mellem rodzonerne og havet blev beregnet i tilknytning til implementering af skærpede krav til udvidelser af husdyrbrug mv. (Blicher-Mathiesen et al., 2008). Kvælstofreduktionen blev opgjort til ca. 68 pct. med en forholdsvis stor usikkerhed. Afhængig af om der tages udgangspunkt i den modelberegnete udvaskning i 1984 eller 1989 vil der kunne estimeres en samlet forventet reduktion i udledningen til havet på 35-47 mio. kg N uden effekt af vådområder og naturindsats (tabel 3), hvor af der for perioden 1990-2012 er fundet en nedgang på 33 mio. kg N med et 95 % usikkerhedsinterval på 29-41 mio. kg inklusiv effekt af vådområder og naturindsats (Windolf et al., 2013). Jf. tabel 2 udgør den samlede effekt af etablerede vådområder ca. 2 mio. kg N.

Tabel 3. Udvikling i den normaliserede modelberegnete kvælstofudvaskning og den normaliserede diffuse kvælstofudledning til havet i perioden 1984/1989-2011.

	Udvaskning/udledning til havet (mio. kg N)		
	1984/1989	2011	Forskel
Kvælstofudvaskning 1984-2011	311	165	146
Kvælstofudvaskning 1989-2011	274	165	109
Normaliseret diffus kvælstofudledning 1990-2012*			33 (29-41)

Det skal understreges, at der jf. afsnit 2.1 ikke er foretaget en usikkerhedsvurdering på de modellerede udvaskningsberegninger i lighed med beregningerne af udledningen. Hertil kommer en forholdsvis stor usikkerhed på den anvendte generelle retention.

Det er derfor for nuværende ikke muligt at vurdere nærmere, hvorvidt der er en signifikant forskel mellem den forventede reduktion i udledning (modelberegnet udvaskning minus retention) for hhv. 1985 og 1989 og den beregnede/modellerede reduktion i udledning ud fra måledata.

I næste afsnit (2.7) angives en række muligheder for at forbedre vurdering af sammenhæng i kvælstofkredsløbet og dermed forklare udvikling og tidsforsinkelser.

2.7 Forbedret vurdering af sammenhæng mellem kvælstofoverskud, kvælstofudvaskning og diffus kvælstoftransport i vandløb

I dette notat er der alene anvendt landstal for den diffuse normaliserede kvælstofafstrømning. Og sammenstillinger og vurderinger af sammenhænge mellem denne kvælstofafstrømning og kvælstofudvaskning og kvælstofoverskud er også kun foretaget på landstal. Der er derfor en række muligheder for bedre at tolke på sammenhænge og forklare udviklingen og tidsforsinkelser.

For eksempel er der ved den normalisering, der er foretaget af den diffuse kvælstoftransport til havet ikke analyseret eller søgt inddraget eventuel betydning af variationer i f.eks. vintertemperatur eller i afstrømningsmønster over sæson. Begge forhold som kan påvirke tabet af kvælstof mod vandløb. Og en analyse af denne eventuelle påvirkning gennem perioden ville være relevant.

Dernæst ville det for at bestyrke og forstå udviklingen i det diffuse tab fra landbruget være relevant at analysere de NOVANA data, der er til rådighed fra vandløb i dyrkede oplande. NOVANA har siden 1990 indeholdt et delprogram med henblik på at dokumentere, beskrive og forstå udvikling i kvælstofkoncentration og tab med disse vandløb. Udviklingen i kvælstoftransporten i disse vandløb er meget forskellig og resultaterne kan givetvis bruges til at tolke på årsager og skelne imellem dem; f.eks. forsinkelse i respons på ændret udvaskning/markbalance, forsinkelser grundet transporttider fra jord til vandløb med oxideret vand etc. Særligt relevant og overkommeligt ville være at inddrage den geografiske distribuering af redoxdybder i tolkningen.

Endelig er det selvfølgelig fagligt og forvaltningsmæssigt sådan, at det er ændringerne til de enkelte fjorde og kystafsnit, der hver især er miljømæssigt og forvaltningsmæssigt interessante (og ikke landstallet i sig selv). Hvor – til hvilke fjorde – er der f.eks. forsinkelser i respons på ændret landbrugspraksis? Vurderet ud fra måledata i vandløb? Hvor meget?

Et projekt til beskrivelse af ovenstående ville signalere fortsat ambition om at forsøge at forstå den hidtidige udvikling i kvælstoftransporter ud fra kombinerede data for markbalancer, udvaskning og målte kvælstoftransporter i vandløb. Heri kunne indgå en analyse af måledata af kvælstoftransporter fra samtlige havbelastningsstationers og stationsspecifik udvikling heri med det formål at belyse og evt. forklare eventuelle forskelle i udviklingen og tidsforsinkelse i denne.

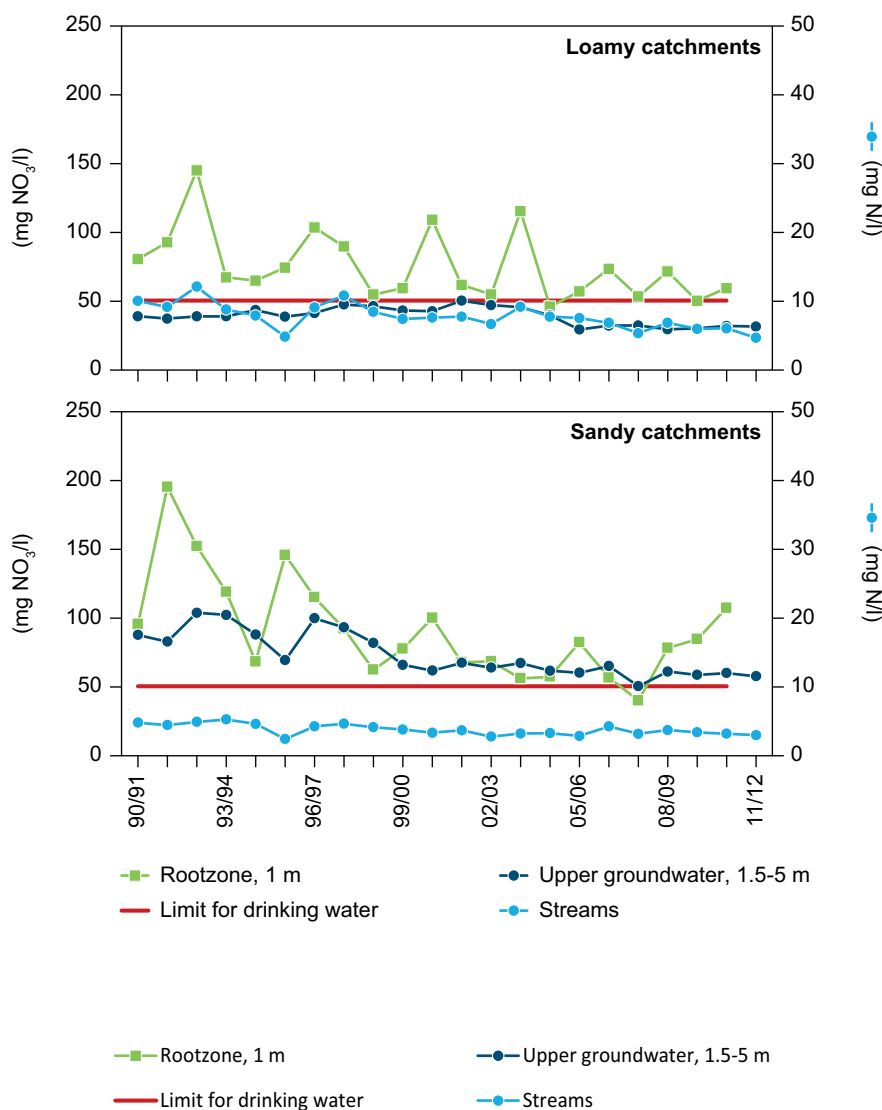
2.8 Udvikling i målte nitratkoncentrationer i jord og grundvand i landovervågningen

I landovervågningsoplandene måles nitratkoncentration i jordvand og i det øvre grundvand på 30 jordvandsstationer. Figur 3 viser målt nitratkoncentrationer i jordvand sammenholdt med koncentrationer målt i det øvre iltholdige grundvand. Målingerne af nitratkoncentrationer i jordvandet udviser meget store variationer fra år til år, dels på grund af klimatiske variatio-

ner, dels på grund af sædskifterotation af afgrøder. Der skal derfor mange år og et stort antal målinger til, før der med statistisk sikkerhed kan påvises en effekt af ændret landbrugspraksis. Af figuren ses, at der forekommer en lille tidforsinkelse fra at års-variationerne fra jordvand kan ses i det øvre grundvand.

Målinger i landovervågningen har vist, at der er en signifikant nedgang i jordvandets nitratkoncentration i perioden 1990-2003. For denne periode udgør nedgangen 3,7 mg nitrat-N/L i lerjordsoplandene og 19,8 mg nitrat-N/L i sandjordsoplandene. Efter 2003 kan der ikke måles en signifikant ændring i jordvandets indhold af nitrat (Blicher-Mathiesen et al., 2013). Ses på nitratkoncentrationen i det øvre grundvand er der ikke nogen signifikant ændring.

Figur 3. Målt nitratkoncentrationer (mg NO₃/L) i jordvand og øvre grundvand og for vandløb (mg N/L) opgjort for 3 lerjordsoplande og to sandjordsoplande og vist for perioden 1990-2012.



I det tørre hydrologiske år, 1995/96, var tabet af total kvælstof fra dyrkede arealer i oplandet markant lavere end de andre 9 år (Tabel 4). Derfor var perkolationen af vand og udvaskningen af kvælstof fra rodzonen dette år meget lille. I oplandet til Højvads Rende og Lillebæk var den målte kvælstofudvaskning fra rodzonen i dette år henholdsvis 0 og 2 kg N ha⁻¹. I Hornstrup Bæk målttes i 1995/96 kun en kvælstofudvaskning på 14 % af den gen-

nemsnitlige, mens de tilsvarende tal for Odderbæk og Bolbro Bæk var 43 % og 26 % (Grant et al., 2000).

Kvælstoftabet fra de dyrkede arealer i oplandet beregnet ud fra målinger i vandløbene i det hydrologiske år (1995/96) kan derfor være et maksimalt skøn over bidraget af vand og kvælstof fra dybere og dermed mere gammelt grundvand til vandløbene. Ud fra denne beregning udgør bidraget fra det dybere grundvand 6-28 % af den samlede kvælstoftransport, mens denne andel udgør 38 og 24 % for henholdsvis de sandede oplande Odderbæk og Bolbrobæk (Grant et al., 2000). I de sandede oplande og i Horndrup Bæk har der selv i det tørre år 1995/96 formentlig også været et mindre bidrag af kvælstof fra mere overfladenært afstrømmende vand (umættet zone og øvre grundvand).

Tablet 4. Total kvælstoftransport i de 5 Landovervågningsoplande i det tørre hydrologiske år 1995/96 og gennemsnittet i tiårs perioden 1989/90-1998/99, samt tabet i 1995/96 udtrykt som procent af tiårsperiodens gennemsnitlige kvælstoftab.

	Kvælstoftab fra dyrkede arealer		Maks. andel af kvælstof fra dybere grundvand til vandløb (%)
	i oplandet		
	(1995/96)	(1989/90-1998/99)	
Højvads Rende (LOOP 1)	1,2	21,3	6 %
Lillebæk (LOOP 4)	4,0	32,0	13 %
Horndrup Bæk (LOOP 3)	6,8	24,4	28 %
Odderbæk (LOOP 2)	5,8	15,3	38 %
Bolbro Bæk (LOOP 6)	1,7	7,2	24 %

3 Referencer

Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. 2013. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2011. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 699 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 53. <http://www.dmu.dk/Pub/SR53.pdf>

Blicher-Mathiesen, G. & Windolf, J. (2010) N-reduktion fra rodzonen til kysten for hele landet. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelse, 16. november 2010.

Blicher-Mathiesen, G., R. Grant, P.G. Jensen, B. Hansen & L. Thorling (2012) Landovervågningsoplande 2011. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 31, 2012.

Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Ernsten, V., Højbjerg, A.L., Jakobsen, P.R., von Platen, F., Tougaard, L., Hansen, J.R., Børgesen, C.D., 2006. Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark: Fagligt grundlag for et nationalt kort. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2007.

Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. (Eds) (2013). Udvikling 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. 031. Aarhus Universitet.

Børgesen, C.D., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B. & Elmholt, S. (2009) Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III - hoved og baggrundsnotater. Det Jordbrugs-videnskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser. DJF rapport Markbrug 142. 233 s.

DHI, 2004. Oplandsmodel for N-belastning af Ringkøbing Fjord. Rapport fra Dansk Hydraulisk Institut. 101 sider.

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

Grant, R. & Waagepetersen, J. (2003). Vandmiljøplan II - slutevalueringen Hovedrapport. P 32. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, J.O., Kloppenborg-Skrumsager, B., Kronvang, B., Jensen, P., & Rasmussen, P. (2000). Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 334. 150 sider.

- Hoffmann, C.C. & Baatrup-Pedersen, A. (2007). Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecological Engineering* 30, 157-166.
- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2008) Reestimation and further development in the model N-LES – N-LES3 to N-LES4. DJF rapport nr. 139.
- Larsen, S., Kristensen, K. 2007. Udvaskningsmodellen N-LES3 – usikkerhed og validering. DJF rapport, Markbrug. 132.
- Nilesen, 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., Ernsten, V., Jørgensen, O., Windolf, W., Friis-Christensen, A., Uhrenholdt, T., Jensen, M.H., Hansen, I.S., Wiggers, L. (2003). Odense Fjord – Scenarier for reduction af næringsstoffer. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 485. 276 sider
- Simmelsgaard, S. E. (1998) The effect of crop, N -level, soil type and drainage on nitrateleaching as affected by crop type and long -term N fertilizer rate. *Soil Use and Management*,14, 30 -36.
- Simmelsgaard, S. E., Kristensen, K., Andersen, H. E., Grant, R., Jørgensen, J. O. og Østergaard, H. S. (2000) Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen. DJF rapport Markbrug nr. 32, 67 pp.
- Vinther, F.P. & Olsen, P. (2013). Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud i landbruget 1991/92-2011/12. DCA rapport Nr. 025. Aarhus Universitet. 30 sider.
- Wiggers, L., Bidstrup, J., Kronvang, B., Jørgensen, J.O. og Müller-Wohlfeil, D. mariager Fjord – Tilførsel af næringsstoffer fra land. Rapport fra Århus Amt. 92 sider.
- Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J., & Kronvang, B. (2012). Changes in nitrogen loads to estuaries following implementation of governmental action plans in Denmark: A paired catchment and estuary approach for analyzing regional responses. *Environmental Science & Policy* 24, 24-33.
- Windolf, J., Larsen, S.E. & Kronvang, B. (2013). Notat om basisanalyse: Opgave 2.2 – Stoffbelastning (N,P) af søer og kystvande. Aarhus Universitet, 7 sider.
- Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G. & Larsen, S.E. 2011. Markbalancer og den diffuse kvælstofafstrømning. Notat fra DCE – National Center for Miljø og Energi. 47 sider. Aarhus Universitet.

Bilag

Bilag 1: Udvikling i Mark- og Erhverv-balancer samt udvaskning fra rodzonen og den normaliserede diffus N-udledning til havet for perioden 1989-2011

Driftsår	Høstår	Hydrol. År	Balancer		Udvaskning	Norm. Diff Udledning
			Mark	Erhverv		
(1.000 tons N)						
88/89'	1989	89/90'		448.7	274	
89/90'	1990	90/91'	411.5	451.6		77.3
90/91'	1991	91/92'	421.4	446.3		77.1
91/92'	1992	92/93'	446.7	463.4		90.3
92/93'	1993	93/94'	377.8	506.1		80.6
93/94'	1994	94/95'	382.1	444.5		73.5
94/95'	1995	95/96'	343.0	441.0	235	56.3
95/96'	1996	96/97'	325.0	406.4	219	70.6
96/97'	1997	97/98'	313.7	385.5	213	76.0
97/98'	1998	98/99'	310.8	379.6	207	67.1
98/99'	1999	99/00'	306.4	390.2	192	64.0
99/00'	2000	00/01'	294.0	358.1	179	61.3
00/01'	2001	01/02'	278.4	337.9	174	61.9
01/02'	2002	02/03'	267.7	314.6	168	56.9
02/03'	2003	03/04'	249.0	290.9	161	60.9
03/04'	2004	04/05'	254.2	278.3	162	58.8
04/05'	2005	05/06'	239.8	286.1	159	55.2
05/06'	2006	06/07'	224.9	280.6	156	60.2
06/07'	2007	07/08'	249.9	293.3	163	52.1
07/08'	2008	08/09'	224.6	271.8	166	52.0
08/09'	2009	09/10'	220.5	256.3	168	51.2
09/10'	2010	10/11'	229.4	241.4	168	50.4
10/11'	2011	11/12'	236.7	266,2	165	48.7

Bilag 2. Erhvervsbalance. (Vinter og Olsen, 2013).

Kalen- len- der-år	Driftsår	Tilførsel			Fraførsel			Kvælstofoverskud			Dyrket areal minus brak	Kvælstofover- skud pr. ha		Kvælstof- udnyttelse	
		Gød- ning, atmo- sfære og N- fiksering	Indkøbte foder- midler	I alt	Vegeta- bilske produkter	Animal. pro- dukter	I alt	Årlig	Gns. 3 år	Gns. 3 år ("gl. meto- de")		Årlig	Gns. 3 år	Årlig	Gns. 3 år
1987	1986/87	452	202	654	89	88	177	477	480	487	2819	169	169	27,1	27,0
1988	1987/88	451	211	663	77	88	165	498	487	475	2798	178	173	24,8	26,1
1989	1988/89	438	192	630	94	87	181	449	475	466	2787	161	169	28,7	26,9
1990	1989/90	450	197	647	106	89	196	452	466	449	2774	163	167	30,2	27,9
1991	1990/91	473	198	671	133	92	225	446	449	454	2788	160	161	33,5	30,8
1992	1991/92	463	217	681	121	96	217	463	454	472	2770	167	163	31,9	31,9
1993	1992/93	441	240	681	73	102	175	506	472	471	2756	184	170	25,7	30,4
1994	1993/94	410	233	643	95	104	199	445	471	464	2739	162	171	30,9	29,5
1995	1994/95	400	219	620	74	105	179	441	464	431	2691	164	170	28,8	28,5
1996	1995/96	387	214	601	92	103	195	406	431	411	2510	162	163	32,4	30,7
1997	1996/97	365	198	563	73	105	178	385	411	390	2525	153	159	31,6	30,9
1998	1997/98	367	205	572	84	108	193	380	390	385	2541	149	155	33,7	32,6
1999	1998/99	361	216	577	76	111	187	390	385	376	2530	154	152	32,4	32,5
2000	1999/00	335	199	534	65	110	176	358	376	362	2461	145	150	32,9	33,0
2001	2000/01	321	202	523	74	111	185	338	362	337	2456	138	146	35,4	33,5
2002	2001/02	298	201	499	70	114	184	315	337	314	2474	127	137	36,9	35,1
2003	2002/03	273	191	464	60	113	173	291	314	295	2461	118	128	37,3	36,5
2004	2003/04	261	196	457	64	115	179	278	295	285	2451	114	120	39,1	37,8
2005	2004/05	265	203	468	65	117	182	286	285	282	2448	117	116	38,9	38,5
2006	2005/06	266	188	454	59	115	174	281	282	287	2532	111	114	38,2	38,8
2007	2006/07	252	209	461	50	117	168	293	287	282	2543	115	114	36,4	37,8
2008	2007/08	255	207	462	69	121	190	272	282	274	2509	108	111	41,2	38,6
2009	2008/09	284	177	461	91	114	205	256	274	256	2597	99	107	44,4	40,6
2010	2009/10	267	172	440	83	115	198	241	256	255	2618	92	100	45,1	43,5
2011	2010/11	257	191	448	62	120	182	266	255	257	2637	101	97	40,5	43,3
2012	2011/12	265	182	448	68	117	185	262	257	264	2636	100	97	41,4	42,3

Bilag 3. Ammoniak emission fra husdyrgødning fordelt på stald, lager, udbringning og gødning lagt ved afgræsning for perioden 1990-2011, samt prognose for 2012(Nielsen et al., 2013, Mette Hjort Mikkelsen personlig meddelse)

År	Stald	Lager	Udbringning	Græsning	Sum emission	Stald og lager	Stald, lager, græs
						tons NH3-N	
1990	29.504	12.464	30.243	2.401	74.612	41.968	44.369
1991	29.118	12.213	29.196	2.458	72.984	41.330	43.788
1992	29.930	12.255	28.343	2.461	72.989	42.185	44.646
1993	29.203	12.289	27.600	2.502	71.594	41.491	43.994
1994	28.599	11.755	26.098	2.449	68.902	40.355	42.804
1995	27.320	11.203	24.433	2.492	65.448	38.523	41.015
1996	27.278	11.042	23.958	2.509	64.786	38.320	40.829
1997	27.929	11.041	23.138	2.451	64.558	38.969	41.420
1998	28.948	11.234	22.911	2.440	65.533	40.182	42.621
1999	28.163	10.812	21.963	2.390	63.328	38.975	41.365
2000	28.442	10.146	21.088	2.407	62.082	38.588	40.994
2001	29.498	10.144	19.499	2.447	61.588	39.642	42.089
2002	30.657	9.764	18.565	2.357	61.343	40.420	42.778
2003	30.521	9.282	18.872	2.112	60.787	39.803	41.915
2004	31.934	9.402	17.028	1.946	60.310	41.336	43.282
2005	31.878	6.961	17.201	1.822	57.862	38.839	40.661
2006	30.244	6.534	16.807	1.725	55.310	36.778	38.503
2007	30.559	4.421	17.954	1.637	54.571	34.980	36.617
2008	29.959	4.324	17.338	1.642	53.263	34.284	35.926
2009	28.645	4.121	16.962	1.569	51.297	32.766	34.335
2010	28.818	4.141	17.045	1.542	51.546	32.959	34.501
2011	28.782	4.106	16.279	1.493	50.660	32.888	34.380
Prognose 2012	28.549	4.020	16.300	1.520	50.388	32.569	34.089
2005-2011							

Bilag 4. Vand og naturindsats opnået under "Miljømilliard" puljen. Oversigt over indsatsområder, hvor genoprettelse af søer, ådale, vandløb og engarealer blev udmøntet i specifikke projekter, med angivelse af projekttype og estimeret kvælstofreduktion (NST). Opdateret 24. september 2012.

Indsatsområde	Projekt	VMP II	Projekttype	N-reduktion, tons N/år
Centrale Limfjord	Grynderup Sø	ja	Sø/enge	130
	Thissing Vig		Våde enge, sø	24
Mariager Fjord	Kastbjerg Ådal		Ådalsprojekt	8
Gudenådal/ Randers Fjord	Haslund – Værum Enge		Våde enge	41
Nissum Fjord, Storå og Lilleå Ringkøbing Fjord og Skjern Å	Uldum Kær		Våde enge	14
	Retablering af Lilleåen og Ådalen.		Ådalsprojekt m.v.	18,5
	Ganer Å og Kirke Å		Ådalsprojekt	2,5
	Vorgod Å syd for Vildbjerg		Ådalsprojekt	8
	Fjederholt Å v Kideris og Kølkær Dambrug		Ådalsprojekt	107,9
Åer med udløb i Vadehavet Lillebælt	Hostrup Sø og moser		Vådømråder	3
	Gamborg Nor		Våde enge	2,0
	Kolding Å & Vester Nebel Å		Ådalsprojekt	5,6
	Åkær Å v. Kolding		Ådalsprojekt	7,7
Odense Fjord og Å	Silke Ådal	ja	Ådalsprojekt m.v.	22
	REGAIN – Odense Å og Fjord	ja	Ådalsprojekt m.v.	60
Isefjord	Løvenborg Gods		Våde enge	18,5
	Tuse- Mårsø Enge		Våde enge	27
	Tempelkrogen Syd		Våde enge	9,8
Susåen, Sjælland	Øvre Suså Gisselfeld Holmegård Broksø		Ådalsprojekt	19,5
	Mellemste Suså		Ådalsprojekt	34
Kvælstofreduktion i alt				563

Bilag 5. Beregning af N-fiksering i mark og erhvervsbalancer

Fikseret kvælstof fra luften udgør en væsentlig kvælstoftilførsel til de dyrkede arealer. De planter der kan fikserer kvælstof består af bælgplanterne ærter og hestebønner, lucerne og kløvermarks-planter. I mark- og erhvervsbalancerne baseret beregningen af, hvor meget de disse planter fikserer på høstudbyttet størrelse registreret af Danmarks Statistik samt oplysninger om afgrøders indhold af tørstof og kvælstof som findes i Fodermiddeltabeller (FM) (Landsudvalget for kvæg, 1993, 1995, 2000, 2005) (tabel A).

Planternes aktuelle kvæstoffiksering er afhængig af om de tilføres kvælstof med gødning. Er jorden velforsynet med kvælstof vil planterne ikke fikserer kvælstof, men optage kvælstof fra jorden. Langt de fleste kløvergræsmarker tilføres gødning og derfor er der knyttet en ret stor usikkerhed til den beregnede kvæstoffiksering for kløvergræsmarker, fordi en stor del af kløveret bliver velforsynet med gødning tilført med handelsgødning eller husdyrgødning.

Et estimat af, hvor meget kløvergræs der høstes, beregnes i mark- og erhvervsbalancerne ud fra en antagelse om, hvor stor en andel kløvergræs udgør af det samlede udbytte af græs og kløvergræs. Andelen er anslået til at variere mellem 76 og 90 pct. (Tabel B). I perioden 2005-2011 er høstudbyttet af græs og kløvergræs i omdrift steget med 40 pct. Med de beskrevne antagelser for kvæstoffiksering af kløvergræs giver det en beregnet stigning i disse planters fiksering på 9,8 mio. kg N.

Baseres beregning af kvæstoffikseringen i stedet på arealer for græsafgrøder i omdrift indmeldt i glr og antagelser om fiksering beskrevet i Grøn Regnskab (tabel C) bliver forskellen for perioden 2005-2011 kun 4,7 mio. kg N, en stigning på 19 pct. (tabel C). Data for anvendelse af kløverfrø i Danmark viser et lille fald for samme periode, så ud fra forbruget af kløverfrø er der ikke flere kløverplanter. Usikkerhed er knyttet til, hvor meget kløverplanterne vokser og størrelsen af fikseringen.

Afhængig af datagrundlag og beregningsmetode er der en forskel i den aktuelle størrelse af kvæstoffikseringen for kløvergræs i 2011 på ca. 5 mio. kg N. Og en forskel for udviklingen i kvæstoffiksering for kløvergræs for perioden 2005-2011 også på ca. 5 mio. kg N. Der er derfor behov for en nærmere udredning og analyse af kvæstoffikseringen i kløvergræs samt et behov for forskning, der måler hvor meget kvælstof kløvergræsmarker fikserer med den gødningspraksis der aktuelt forekommer.

Tabel A. Parametre til beregning af kvæstoffiksering for bælg, lucerne, kløvergræs og kløvermarker til udsæd i mark og erhvervsbalancen.

Afgrøde	Nr.i FM*	Tørstof (%)	N i tørstof (%)	N i rodbiomasse Af høstet overjordisk (%)	Fikseret N (%)
Bælg, sæd til modenhed					
Ærter 1979 til og med 2000	216	84	3,8	25	75
Ærter 2001 og derefter	216	85	3,8	25	75
Ærtehalv		87	1,15		
Lucerne	402	20	3	60	75
Kløver i græsmarker og efterslæt	472	13	4	75	90
Ærte -byghelsæd	499	23	2,64	25	80
Bælg, fodermarvkål og anden grønfoder	499	23	2,64	25	80

*FM = Fodermiddeltabellen

Tabel B. Kvælstoffiksering for græs i omdrift for perioden 1990-2011 beregnet på baggrund af udbytter i Danmarks Statistik i mark- og erhvervsbalancen.

Kvælstoffiksering for kløver- og kløvergræs-marker																						
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Udbytte af græs og kløvergræs (tons)	10.7	10.0	8.6	10.1	9.8	9.6	9.6	9.3	11.0	10.0	10.4	10.2	8.9	8.5	8.2	11.2	11.9	12.4	13.0	15.1	14.2	15.7
Kløvergræs (pct.)	76	78	80	82	84	85	86	87	88	89	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
Kløver (pct.)	20	20	20	20	20	22	24	26	28	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Tørstof %pct. af udbytte	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
N pct. af tørstof	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
N i rod	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
Andel fikseret	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Fikseret (1.000 tons N)	13.3	12.8	11.3	13.6	13.5	14.7	16.2	17.1	22.2	22.0	22.9	22.6	19.7	18.8	18.1	24.8	26.3	27.4	28.8	33.4	31.3	34.6

Tabel C. Kvælstoffiksering for græs i omdrift beregnet på baggrund af oplysninger om afgrøder i glr for perioden 2005-2012 og anvendt i modelberegning af udvaskning.

	Areal (1000 ha)									Fiksering (tons N)								
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
Græs/kl.græs t. fabrik (omdr.)	2.5	1.7	1.9	1.9	2.7	1.3	0.8	0.6		297	205	225	228	322	157	101	67	
Kløver til slet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,5	0,4		17	16	20	10	22	51	71	56	
Kløvergræs til						0,4	0,7	0,4							42	81	46	
Kl.Græs u. 50% kl. (omdrift)	193	203	203	209	217	223	226	224		23.211	24.323	24.399	25.133	25.989	26.731	27.088	26.823	
Kl.Græs o. 50% kl. (omdrift)	4.9	4.8	4.1	3.5	2.9	2.3	1.9	1.5		587	572	488	425	346	274	222	186	
Rent græs (omdrift)	51	56	58	68	70	72	71	68		513	563	584	685	701	722	706	678	
Ekstensivt græs	11		2	8	15	15	13	15		54		10	41	73	77	67	73	
Græs før vårsæde afgrøder	0	0	1	1	1	2	2	1		2	2	3	5	5	9	8	5	
Græs/kl.gr. ekstremt lavt udb.		2.6	2.5	2.9	1.9	1.8	2.0	1.9			155	148	175	114	106	121	115	
Græs/kl.gr. meget lavt udb.		1.9	2.1	2.5	2.5	3.4	4.0	4.1			112	123	148	152	207	239	249	
Græs/kl.gr. lavt udb.		4	6	8	8	9	11	14			252	354	471	459	567	662	815	
Rullegræs, omdrift	0.2	0.2	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3		1.0	1.2	1.7	2.3	1.6	1.6	1.3	1.4	
Græs til udegrise	1.4	1.1	1.0	1.0	0.8	0.8	0.8	0.7		2.8	2.3	2.0	2.0	1.6	1.7	1.6	1.5	
Fodermarvkål	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0		0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	
Sum	265.0	276.0	282.1	307.3	321.5	332.3	333.4	330.5		24.685	26.204	26.358	27.324	28.189	28.946	29.369	29.117	

Tabel 5

Forbrug i Danmark græs- og bælplantefrø, tons

	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	Gennemsnit sidste 10 år
Alm. rajgræs	3.038	3.090	2.979	2.973	3.107	2.886	2.535	3.029	3.189	2.731	2.956
Ital.rajgræs	1.146	903	613	470	440	384	343	426	367	328	542
Hybrid rajgræs	223	276	241	226	188	166	148	164	152	118	190
Timothe	87	106	114	118	125	123	123	144	147	121	121
Hundegræs	7	9	7	9	7	6	8	9	17	50	13
Engsvingel	67	82	84	74	89	84	84	102	104	95	87
Rødsvingel	1.041	1.132	1.166	1.199	1.272	1.160	1.026	1.074	1.108	971	1.115
Bakkesvingel	21	24	32	30	38	42	35	34	24	23	30
Strandsvingel	1	1	5	21	30	47	45	38	82	72	34
Rajsvingel	5	22	90	178	285	339	383	529	527	360	272
Hvene	15	14	16	18	22	17	16	16	17	19	17
Alm.rapgræs	13	16	13	14	5	11	9	10	11	10	11
Engrapgræs	348	414	409	451	459	451	396	337	314	275	385
Græsser ialt	6.012	6.089	5.769	5.782	6.067	5.716	5.151	5.912	6.059	5.173	5.773
Rødkløver	115	103	100	101	88	76	84	105	103	76	95
Hvidkløver	391	424	346	341	359	355	295	342	326	265	344
Lucerne	75	53	41	40	61	55	105	90	81	61	66
Bælplantefrø i alt	581	580	487	482	508	486	484	537	510	402	506
Total	6.593	6.669	6.256	6.264	6.575	6.202	5.635	6.449	6.569	5.575	6.279

Brancheudvalget for Frø

Beregning af kvælstoffiksering i Grøn Regnskab (Blicher-Mathiesen & Jørgensen, 2001)

De kvælstoffikserende afgrøder er inddelt i 5 grupper med hver sin metode til beregning af fiksering.

For grupperne I), III), IV) og V) skal udbyttet registreres. Det er vigtigt, at det er bruttoudbyttet, der angives. Bruttoudbyttet er den producerede mængde i marken, uanset om dele af afgrøden ikke høstes eller spildes.

I hver gruppe er angivet hvilke parametre, det er nødvendigt at registrere:

I) Markært, hestebønne, lupin:

For disse afgrøder beregnes kvælstoffikseringen ud fra frøudbytte (kg), standardtal for proteinindhold i afgrøden, en faktor for hvor meget af kvælstofindholdet, der er fikseret samt en faktor for N i rod, stub og halm.

II) Diverse kløverarter (hvid- og rødkløver m.m.) til frø:

Kvælstoffikseringen i hvid- og rødkløver beregnes ud fra standardtal pr. ha.

III) Ærtehelsæd, lucerne:

Kvælstoffikseringen i lucerne og ren ærtehelsæd beregnes ud fra udbyttet (FE), kløverprocenten, standardtal for proteinindhold i afgrøden, fikseret andel og en faktor for N i rod og stub.

IV) Byg/ærtehelsæd:

Kvælstoffikseringen i byg/ærtehelsæd beregnes ud fra udbyttet (FE) og mængden af ærteudsæd i kg pr. ha.

V) Kløvergræsmarker:

Kvælstoffikseringen i kløvergræs beregnes ud fra udbyttet (FE) og N-gødskningen. Der anvendes samme beregningsmetode for alle typer af kløvergræsmarker uanset kløverprocent, anvendelse og alder.

For hver afgrødegruppe er formelen for den beregnede mængde af N- fikseret som følger:

I) Kg N pr. ha, fikseret = udbytte (kg/ha) * % ts/100 * N-indhold (% af ts/100) * fikseret andel * N-faktor i rod, stub og halm,
hvor fikseret andel=0,70 og N-faktor i rod, stub og halm=0,40

II) Kg N pr. ha, fikseret = standardtal for afgrøden (kg N pr. ha),
hvor standardtal for hvidkløver, rødkløver og andre kløverarter = 200 kg N/ha

III) Kg N pr. ha, fikseret = udbytte (FE pr. ha) * kg ts pr. FE * % kløver/100 * N-indhold (% af ts/100) * % fikseret/100 * N-faktor,
hvor fikseret andel for lucerne og ren ærtehelsæd=0,75 og N-faktor i rod og stub=0,5 (lucerne) og 0,25 (ren ærtehelsæd)

IV) Kg N pr. ha, fikseret = (1,232 + 0,00469 * udbytte (Fe pr. ha)) + (0,000256 * udbytte (Fe pr. ha) - 0,089) * ærteudsæd (kg pr. ha)

V) Kg N pr. ha, fikseret = 0,0285969 * udbytte (Fe pr. ha) - 0,0000665362 * N-gødskning (kg pr. ha) * udbytte (Fe pr. ha)

N-gødskningen er den mængde N, der er tildelt i handelsgødning, plus 30% af den mængde N, der er tilført i husdyrgødning. Udbinding skal ikke med.

Da beregningen af kvælstoffikseringen indeholder mange standardtal, vil den beregnede kvælstoffiksering være med en betydelig usikkerhed. Den fikserede andel af afgrødens kvælstof vil være påvirket af jordens generelle indhold af kvælstof. Hvis jorden i forvejen er velforsynet med kvælstof, vil planterne ikke bruge energi på at fikserer kvælstof, men i stedet optage kvælstoffet fra jorden.

Referencer: til N-fiksering

Blicher-Mathiesen, G. & Jørgensen, J. O. (2001). Næringsstofbalancer for landbrugsbedrifter. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2000. 37 s. (Teknisk anvisning nr. 18 fra DMU).

Landsudvalget for kvæg (1993): Fodermiddeltabel 1993. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 28.

Landsudvalget for kvæg (1995): Fodermiddeltabel 1995. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 52.

Landsudvalget for kvæg (2000): Fodermiddeltabel 2000. Landskontoret for Kvæg og Danmarks JordbrugsForskning, Rapport nr. 91.

Landsudvalget for kvæg (2005): Fodermiddeltabel 2005. Landskontoret for Kvæg og Danmarks JordbrugsForskning, Rapport nr. 112.