

MIDTVEJSEVALUERING AF VANDMILJØPLAN III

HOVED- OG BAGGRUNDSNOTATER

DJF RAPPORT MARKBRUG 142 · AUGUST 2009



DET JORDBRUGSVIDENSKABELIGE FAKULTET

AARHUS UNIVERSITET



MIDTVEJSEVALUERING AF VANDMILJØPLAN III

HOVED- OG BAGGRUNDSNOTATER



DET JORDBRUGSVI-
DENSKABELIGE FAKULTET
AARHUS UNIVERSITET



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



DET BIOVIDENSKABELIGE FAKULTET
FOR FØDEVARER, VETERINÆRMEDICIN OG NATURRESSOURCER
KØBENHAVNS UNIVERSITET

**Christen Duus Børgesen ¹⁾, Jesper Waagepetersen ¹⁾, Torben Moth Iversen ²⁾, Ruth Grant ²⁾,
Brian Jacobsen ³⁾ og Susanne Elmholt ¹⁾(redaktører)**

¹⁾ Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet

²⁾ Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

³⁾ Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Rapporterne indeholder hovedsagelig forskningsresultater og forsøgsopgørelser rettet mod danske forhold. Endvidere kan de beskrive større samlede forskningsprojekter eller fungere som bilag til temamøder.

Rapporterne udkommer i serierne:
Markbrug, Husdyrbrug, Havebrug.

Abonnenter opnår 25% rabat, og abonnement kan tegnes ved henvendelse til:

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet
Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1028

Alle publikationer kan bestilles på nettet:
www.agrsci.au.dk

Tryk: www.digisource.dk
ISBN 87-91949-44-0

Forord

Aftalen om Vandmiljøplan III (VMPIII) af 2. april 2004 er en opfølgning på tidligere vandmiljøplaner: Vandmiljøplan I fra 1987, Handlingsplanen for Bæredygtigt landbrug fra 1991 og Vandmiljøplan II fra 1998.

I VMPIII, som forløber over perioden 2004-2015, er det aftalt, at Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), begge Aarhus Universitet, skal midtvejs evaluere de iværksatte foranstaltninger ved udgangen af henholdsvis 2008 og 2011. Målet med evalueringen er at vurdere om de forventede effekter af VMPIII for vandmiljøet vil blive opnået. Endvidere er Fødevarøkonomisk Institut ved Københavns Universitet og DMU ved Aarhus Universitet, blevet bedt om at foretage en økonomisk midtvejs evaluering af VMPIII. I den analyse vurderes de samlede omkostninger og de enkelte virkemidlers omkostningseffektivitet.

Nærværende rapport giver et samlet overblik over de udarbejdede notater fra begge disse midtvejs evalueringer i 2008.

Sideløbende med VMPIII implementeres EU's Vandrammedirektiv og Habitatdirektiv i Miljømålsloven, hvor der skal fastlægges målsætninger og indsatsplaner for individuelle vand- og naturområder. Målene skal som hovedregel være indfriet i 2015. Initiativer, som iværksættes under disse direktiver er ikke inddraget i VMPIII-evalueringen.

VMPIII midtvejs evalueringen blev afleveret til Miljøministeriet og Fødevarministeriet i december 2008, og bestod af et hovednotat samt fjorten baggrundsnotater. Forud for de endelige analyser til midtvejs evalueringen af VMPIII blev der i 2006 afholdt en workshop med deltagelse af ca. 40 inviterede eksperter fra sektorforskningsinstitutioner, universiteter, rådgivende ingeniørfirmaer, Dansk Landbrugsrådgivning, Plantedirektoratet og ministerier. Her blev gennemgået metoder til opgørelse af landsdækkende N-tab fra landbruget – herunder N-udvaskning, denitrifikation og ammoniak fordampning – samt N- og P-overskud. Efterfølgende blev relevante og veldokumenterede forslag til forbedringer af både datagrundlag og beregningsmetoder indarbejdet i de anvendte metoder. Herefter fulgte forud for afleveringen et omfattende analysearbejde, som dels er beskrevet i baggrundsnotaterne, og dels er præsenteret på en række møder mellem de deltagende parter.

Baggrundsnotaterne er udarbejdet af Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelse, begge under Aarhus Universitet, og Fødevarøkonomisk Institut, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.

Midtvejs evalueringen skal bruges af mange som et værktøj i det fremtidige arbejde med at sikre vandmiljøet. For at lette tilgængeligheden til resultaterne har vi derfor valgt at supplere internetadgangen til notaterne med hosliggende trykte rapporter, så de anvendte metoder og resultater fra både hovednotat og baggrundsnotater er samlet og dokumenteret ét sted.

Af de fjorten baggrundsnotater er to notater (nr. 3 og 11) tidligere udgivet som DJF rapporter. De indgår i denne rapport derfor kun med et udvidet sammendrag.

Der rettes en stor tak til alle forfattere til rapporter, baggrundsnotater og hovednotat til VMPIII midtvejs evalueringen 2008.

Erik Steen Kristensen
Institutleder

Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet

Indhold

Sammenfatning	9
Summary	13
I. Midtvejsevaluering af VMPIII: Virkemidler	
<i>Jesper Waagepetersen, Ruth Grant, Christen Duus Børgesen & Torben Moth Iversen</i>	17
Baggrund	17
Oversigt over metoder	20
Modelberegning af kvælstofudvaskningen 2003-07 på landsplan	22
Effekt af tiltag vedr. 13% reduktion i kvælstof-udvaskningen: opnået effekt i 2007 og prognose frem 2015	24
Øget krav til udnyttelse af husdyrgødning som virkemiddel	34
Effekt af tiltag vedrørende fosforudledning	37
Effekt på vandmiljøet	40
Klimaændringer	42
Referencer	43
II. Økonomisk Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III	
<i>Brian H. Jacobsen, Berit Hasler & Line Block Hansen</i>	45
Introduktion	45
Virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning	47
Fosfor	61
Samlede omkostninger og omkostningseffektivitet	65
Konklusion	69
Referencer	70

Baggrundsnotater

1 Notat vedr. opgørelse af landbrugsarealet i Danmark fra 2003 og fremefter til brug for VMPIII	
<i>Ruth Grant</i>	73
1.1 Baggrund og konklusion	73
1.2 Danmarks Statistiks opgørelser af arealer	73
1.3 Opgørelse af arealer til VMPIII	73
2 Landbrugsregisterdata anvendt i regionale og landsdækkende beregninger af N og P tab	
<i>Christen Duus Børgesen, Inge T. Kristensen & Ruth Grant</i>	77
2.1 Grunddata – GIS temaer	78
2.2 Landbrugsregisterdata – afgrøder og gødningsdata	81
2.3 Beregnede landbrugsdata	84
2.4 Landbrugsdata: Anvendelse i SKEP/DAISY modelsystemet	87
2.5 NLES4 modelberegning af kvælstofudvaskning (DMU)	91
2.6 Referencer	93
2.7 Tilladelser til brug af data	93
2.8 Kvalitetskontrol og korrektion af Gødningsregnskaber	94
3 Genestimering og videreudvikling af modellen N-LES til beregning af kvælstofudvaskning fra landbrugsjord N-LES3 til N-LES4	
<i>Kristian Kristensen, Jesper Waagepetersen, Christen Duus Børgesen, Finn P. Vinther, Ruth Grant & Gitte Blicher-Mathiesen</i>	97

4	Landsdækkende modelberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget for årene 2003-2007	
	<i>Christen Duus Børgesen</i>	101
4.1	Metoder til modelberegning af udvaskningen	101
4.2	SKEP/Daisy-modellen	101
4.3	NLES4-modelberegninger	102
4.4	Inputdata i de regionale modelberegninger	103
4.5	Markvanding	106
4.6	Ammoniakfordampning fra udbragt husdyrgødning og anden organisk gødning	107
4.7	Resultater	107
4.8	Referencer	110
5	Modellering af kvælstofudvaskning i fem overvågningsoplunde med rod-zonemodellen Daisy	
	<i>Lisbeth Elbæk Pedersen, Rikke Jensen, Peter Mejlhede Andersen & Ruth Grant</i>	143
5.1	Landovervågningsprogrammet	143
5.2	Opsætning af modellen	143
5.3	Klimanormalisering af modelleringen	146
5.4	Opskalering til landsplan	147
6	Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud I landbruget 1987-2007. Kvælstof, Fosfor, Kalium	
	<i>Preben Olsen & Finn P. Vinther</i>	151
6.1	Kvælstof	152
6.2	Fosfor	155
6.3	Kalium	158
7	Revurdering af ammoniakemissionen 2003-2007	
	<i>Steen Gyldenkærne & Rikke Albrechtsen</i>	163
8	Reevaluering af effekten af efterafgrøder	
	<i>Jesper Waagepetersen</i>	167
8.1	Hvordan virker efterafgrøder	167
8.2	Hvilken effekt tillægges efterafgrøder p.t. i arbejdet med vandmiljøplanerne	168
8.3	Validiteten af udvaskningsreduktionen på 25 kg N/ha på brug med under 0,8 de/ha	168
8.4	Validiteten af den ekstra udvaskningsreduktion på 12 kg N/ha på brug med mere end 0,8 de/ha	169
8.5	Modelberegning af effekten af efterafgrøder	170
8.6	Referencer	172
9	Notat om arealanvendelse, husdyrproduktion og økologisk areal frem mod 2015 til brug ved midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III	
	<i>Brian Jacobsen</i>	173
9.1	Introduktion	173
9.2	Ændringer i landbrugs- og miljøpolitik frem mod 2015	174
9.3	Den fremtidige produktion	178
9.4	Referencer	180
10	Reduktion af N-udvaskning ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug	
	<i>Jesper Waagepetersen</i>	183
10.1	Metode	183

10.2	Effekt af omlægning fra konventionelt til økologisk planteavl.	183
10.3	Effekt af omlægning fra konventionel til økologisk malkekvægbrug	184
10.4	Gennemsnitseffekt ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug	185
10.5	Tidligere vurdering af effekten ved omlægning	186
10.6	Referencer	186
11	Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav	
	<i>Jens Petersen & Peter Sørensen</i>	187
12	Udviklingen i landbrugets fosforoverskud og forbruget af foderfosfat	
	<i>Finn P. Vinther & Hanne Damgaard Poulsen</i>	191
12.1	Indledning	191
12.2	Udviklingen i fosforoverskuddet	191
12.3	Sammenligning af bedrifts- og markbalance	194
12.4	Udvikling i forbruget af foderfosfat	196
12.5	Prognose for fosforoverskud	197
12.6	Referencer	199
13	Konsekvenser af klimaændringer for vandmiljøet	
	<i>Jørgen E. Olesen</i>	201
13.1	Indledning	201
13.2	Scenarier for klima og arealanvendelse	202
13.3	Arealanvendelse og afgrødevalg	202
13.4	Næringsstofanvendelse og tab	203
13.5	Tilpasninger til klimaændringer	204
13.6	Konklusion	204
13.7	Referencer	205
14	Opdateret notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagingsforpligtigelsen	
	<i>Jesper Waagepetersen, Torben Moth Iversen & Brian Jacobsen</i>	207
14.1	Sammenfatning	207
14.2	Forventet udvikling i arealanvendelsen af arealer omfattet af udtagingsforpligtigelsen	208
14.3	Miljømæssige effekter	210
14.4	Forventet effekt af regeringens brakhandlingsplan	214
14.5	Referencer	215
	Aftale om Vandmiljøplan III 2005-2015 mellem regeringen, Dansk Folkeparti og Kristendemokraterne	219
	Agreement on the Action Plan for the Aquatic Environment III 2005-2015 between the Danish Government, the Danish People's Party and the Christian Democrats	227

Sammenfatning af midtvejsevaluering 2008 af VMPIII

Aftalen om Vandmiljøplan III (VMPIII) af 2. april 2004 er en opfølgning på tidligere vandmiljøplaner: Vandmiljøplan I fra 1987, Handlingsplanen for Bæredygtigt landbrug fra 1991 og Vandmiljøplan II fra 1998. VMPIII-aftalen løber over perioden 2004-2015.

VMPIII indeholder målsætninger for såvel kvælstof- som fosforudledninger fra landbruget. Målsætningerne, som skal være opnået i 2015, er

- 13% reduktion i kvælstofudvaskningen i forhold til udvaskningen i 2003
- Halvering af fosforoverskuddet i forhold til overskuddet i 2001/02
- Etablering af 50.000 ha nye randzoner til reduktion af fosforudledningen til vandløb og søer.

Hovednotat I: Midtvejsevaluering 2008 af de iværksatte foranstaltninger i Vandmiljøplan III

I aftalen om VMPIII indgår, at Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), begge Aarhus Universitet, skal midtvejsevaluere de iværksatte foranstaltninger ved udgangen af henholdsvis 2008 og 2011. Dette er den første midtvejsevaluering af VMPIII.

Evalueringen er baseret dels på en analyse af den hidtidige udvikling i landbruget i perioden 2004-2007, dels på en prognose for den fremtidige udvikling i landbruget udarbejdet af Fødevarerøkonomisk Institut og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. Generelt er det blevet vanskeligt at forudsige udviklingen på grund af store udsving i priser mv. Der er derfor meget stor usikkerhed forbundet med prognosen. Tiltag, der kan forventes iværksat som led i Vandramme- og Habitatdirektiv, inddrages ikke i prognosen.

13% reduktion i kvælstofudvaskningen

Effekten af VMPIII er vurderet ved modelberegning af kvælstofudvaskningen på landsplan for perioden 2003 til 2007 ved gennemsnitsklima for 1990-2005. Der er anvendt tre forskellige modelberegninger og taget udgangspunkt i registrerede data for arealanvendelse (GLR-registeret) og gødningsanvendelse (Plantedirektoratets gødningsregnskaber) samt statistiske data fra Danmarks Statistik. Der kan ikke påvises nogen sikker reduktion i kvælstofudvaskningen i perioden 2003-2007.

Effekten af de enkelte virkemidler i VMPIII vurderes at være som følger:

- Vådområder: Målsætningen på 6.900 ha forventes nået, da der ved udgangen af 2007 er etableret ca. 5.300 ha og bevilget yderligere ca. 3.400 ha.
- Skovrejsning: Målsætningen om en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 900 tons N i 2015 forventes ikke nået pga. udformningen af normreguleringssystemet, selvom målsætningen om en skovrejsning på 22.800 ha sandsynligvis nås.
- MVJ: Målsætningen om en kvælstoffjernelse på 400 tons N nås sandsynligvis ikke pga. den hidtil beskedne tilslutning til ordningen.
- Efterafgrøder: Efterafgrødearealet er blevet mindre end forudsat pga. reglen om fritagelse for efterafgrøder i henhold til VMPIII, hvis der er 100 % grønne marker.
- Udtagning af landbrugsjord til veje, bebyggelse m.v.: Udformning af normreguleringssystemet betyder, at arealudtag ikke får den forudsatte effekt på kvælstofudvaskningen.
- Husdyrhold og husdyrgødning: Et lille fald i produktionen af dyr og forbedret foderudnyttelse har medført et fald i kvælstofudskillelsen fra dyr, men samtidig har restriktioner til begrænsning af emission af ammoniak ført til at den udbragte husdyrgødningsmængde er steget med på ca. 5.000 tons N.

Prognosen for udviklingen i landbrugserhvervet er som nævnt meget usikker. Hvis man dette til trods lægger prognosen til grund vurderes kvælstofudvaskningen som følge af de iværksatte tiltag at blive reduceret med godt 5.000 tons N, mod en forudsætning på i størrelsesordenen 18.000

tons N. Af disse tiltag vurderes vådområder og stramning i krav til udnyttelse af minkgødning at leve op til forudsætningerne, mens øvrige tiltag vurderes at give mindre effekt end forudsat.

Ved midtvejsevalueringen skal det endvidere ifølge VMPIII-aftalen vurderes, om der er grundlag for at skærpe kravene til udnyttelse af husdyrgødningen. Vurderingen viser, at udnyttelseskravet kan skærpes for en række gødningstyper, svarende til en reduktion i kvælstofudvaskningen på op til 1.600 tons N. En stramning af kravet for de øvrige typer husdyrgødning vil kun have karakter af en normreduktion. Dette skal ses i forhold til at der forlods er indregnet en effekt af tiltaget på 2.900 tons N i VMPIII.

Udviklingen i miljøtilstanden

Udvaskningen af kvælstof fra markernes rodzone har siden begyndelsen af 1990'erne været faldende, men de seneste års målinger viser, at faldet er ophørt. Det samme viser målingerne i vandløb og i fjorde og andre kystvande. Udviklingen i vandmiljøet afspejler, at kvælstofoverskuddet i dansk landbrug ikke er faldet de senere år.

Halvering af fosforoverskuddet

Fosforoverskuddet er reduceret med ca. 6.500 tons P i perioden 2001/02 og frem til 2007/08, svarende til en reduktion på ca. 23%. Delmålet om en 25% reduktion af fosforoverskuddet frem til 2009 vurderes herved at blive nået. Hvis målet om en 50% reduktion skal nås forudsættes det at forbruget af foderfosfat skal falde med ca. 1.000 tons P pr. år fra 2008 til et slutniveau på ca. 6000 t. Det er dog særdeles vanskeligt at forudsige fremtidens husdyrproduktion, som i høj grad vil være påvirket af prisudviklingen. Hertil kommer, at forbruget af fosfor i handelsgødning også vil være påvirket af prisudviklingen, hvorfor prognosen for 2015 derfor skal tages med et stort forbehold.

Etablering af 50.000 ha nye randzoner

For perioden 2005-08 er der indberettet MVJ-braklagte randzoner på ca. 700 ha. En analyse udført af Carl Bro viser, at det samlede areal med 10 m dyrkningsfrie randzoner er faldet med i størrelsesordenen 4.000 ha fra 2004 til 2006 og udgjorde i alt ca. 100.000 ha i 2006. Med permanent ophør af braklægningsordningen forventes arealet at falde yderligere. Det vurderes derfor, at målet om yderligere 50.000 ha dyrkningsfrie randzoner langtfra vil blive opfyldt.

Konsekvenser af klimaændringer

I de hidtidige vandmiljøplaner er der ikke taget højde for effekt af fremtidige klimaændringer, og vurdering af vandmiljøplanernes effekt er i denne evaluering foretaget ud fra et gennemsnitsklima for 1990-2005. Igennem de seneste årtier er klimaet imidlertid blevet varmere og vådere. En fortsat udvikling i denne retning øger risikoen for øgede udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Det forventes, at klimaændringerne vil give behov for nye og forstærkede tiltag til reduktion af kvælstof- og fosfortabene fra landbruget til vandmiljøet, hvis beskyttelsesniveauet skal fastholdes.

Hovednotat II: Økonomisk midtvejsevaluering 2008 af de iværksatte foranstaltninger i Vandmiljøplan III

Fødevarøkonomisk Institut, Det Biovidenskabelige Fakultet ved Københavns Universitet, og DMU ved Aarhus Universitet, er blevet bedt om at foretage en økonomisk midtvejsevaluering af VMPIII. I den analyse vurderes de samlede omkostninger og de enkelte virkemidlers omkostningseffektivitet.

Det blev i VMPIII aftalen forventet, at der i den første planperiode fra 2005-2009 ville ske en reduktion i kvælstofudvaskningen på 11.300 tons N. Endvidere skulle der ske en reduktion i fosforoverskuddet på 7.800 tons P. De anslåede udgifter blev i aftalen anslået til ca. 200 mio. kr.

årligt, hvoraf erhvervet skulle betale 26 mio. kr. De resterende udgifter skulle afholdes af det offentlige inkl. EU.

Nærværende analyser forsøger at vurdere omkostningerne og i kombination med miljøeffekten at angive omkostningseffektiviteten ved de foreslåede virkemidler. Analysen viser, at reduktionen i N-udvaskningen bliver meget mindre end forventet svarende til ca. 1.700 tons N pr. år i den første periode fra 2005-2009.

En nærmere gennemgang viser, at de etablerede vådområder i Vandmiljøplan II (VMPII) har været mere omkostningseffektive end vådområdeetableringen i VMPIII, fordi effekten på N-udvaskningen var højere under VMPII. De udførte analyser viser, at der ikke har været så mange vådområdeprojekter efter VMPIII-princippet som forventet, hvorfor bevillingerne ikke er blevet udnyttet fuldt ud. Incitamenterne har således ikke været gode nok til at opnå det ønskede antal projektsøgninger, men omvendt ville højere tilskud øge omkostningerne pr. kg N.

Øget krav til efterafgrøder er et omkostningseffektivt virkemiddel, men en del har valgt at undgå efterafgrøder ved i stedet at etablere 100% grønne marker. Den samlede effekt på N-udvaskningen og erhvervets omkostninger er derfor lavere end forventet.

Øget skovrejsning har som følge af samspillet med normreguleringen ikke givet nogen reduktion i N-udvaskningen, selvom det forventede skovareal er opnået. Omkostningerne pr. ha er blevet lidt højere end forventet.

Diverse plejeordninger under Miljøvenlige Jordbrugsordninger (MVJ) har haft en mindre vækst, og den samlede effekt på N-udvaskningen er omkring nul, hvorfor denne ordning har været meget dyr set i forhold til N-udvaskningen.

Endelig kan skal det nævnes, at udviklingen i landbruget ikke har givet den forventede reduktion, da landbrugsreformen har medført mindre udtagning af arealer. Selvom der havde været en øget udtagning, så ville det, som med skovrejsning, ikke have medført nogen reduktion i N-udvaskningen, da kvælstoffet ville være blevet omfordelt til andre arealer.

Analysen i dette notat tyder på, at de faktiske budgetomkostninger ved reduktion af N-udvaskningen er faldet fra 164 mio. kr. til 159 mio. kr. årligt. Af disse omkostninger bærer erhvervet ca. 10 mio. kr. og det offentlige ca. 150 mio. kr. årligt. Såfremt udviklingen i landbruget holdes uden for sammenligningen, viser analysen, at omkostningerne pr. kg N er steget fra de planlagte 19 kr. pr. kg N til 41 kr. pr. kg N i midtvejsevalueringen, hvorfor det konkluderes, at omkostningerne pr. kg N er blevet dobbelt så høje som forventet.

Fosforoverskuddet har været faldende, men fosforafgiften har ikke haft den forventede effekt på forbruget af mineralsk fosfor. Der har i perioden været en betydelig prisstigning på mineralsk fosfor, og dette burde sammen med afgiften have reduceret behovet betydeligt. Når dette ikke er sket, kan det forklares ved flere forhold bl.a. flere husdyr og at minimumsforbruget af mineralsk fosfor er højere end forventet. Der er betalt ca. 50 mio. kr. årligt i fosforafgift mod et forventet niveau på 12 mio. kr. Fordi fosforforbruget ikke har været modelleret tidligere, har der været en stor usikkerhed på den forventede effekt af fosforafgiften.

Omfanget af randzoner er blevet meget lavere end forventet og målet på 30.000 ha er langt fra nået, idet der i perioden har været et mindre fald i de udtagne randzoner. Der synes her ikke at være overensstemmelse mellem den opsatte målsætning (randzone langs alle vandløb) og de valgte instrumenter (frivillig udtagning). De samlede årlige omkostninger ved fosforreguleringen udgør 41 mio. kr. årligt mod forventet 35 mio. kr.

De samlede omkostninger ved VMPIII aftalen i perioden 2005-2009 har som forventet ligget omkring 200 mio. kr. om året, men fosforreguleringen er blevet dyrere end forventet. Erhvervets andel af de samlede omkostninger er på 25%, hvilket er højere end forventet.

Summary of mid-term evaluation 2008 of APAEIII

The Action Plan for the Aquatic Environment III (APAE III) dated 2 April 2004 is a follow-up on earlier action plans: the Action Plan for the Aquatic Environment I from 1987, the Action plan for Sustainable Agriculture from 1991, and the Action Plan for the Aquatic Environment II from 1998. The APAE III agreement covers the period 2004-2015.

APAE III has a number of targets for nitrogen and phosphorus emissions from agriculture. The targets – to be achieved by 2015 – are:

- A 13% reduction in nitrogen leaching compared to the 2003 level
- A halving of the phosphorus surplus compared to the 2001/02 level
- The establishment of an additional 50,000 ha buffer strips to reduce the phosphorus runoff to watercourses and lakes.

Main report I: Mid-term evaluation 2008 of the initiated measures in APAE III

The VMPIII agreement stipulates that the Faculty of Agricultural Sciences (DJF) and the National Environmental Research Institute (NERI) have to carry out mid-term evaluations of the initiated measures at the end of 2008 and 2011. This report is the first mid-term evaluation of APAE III.

The evaluation is based partly on an analysis of development in agriculture over the period 2004-2007, and partly on a prognosis for the future agricultural development prepared by the Danish Research Institute of Food Economics and the Faculty of Agricultural Sciences. It has generally become more difficult to predict the development due to oscillations in prices, etc. There is therefore a large degree of uncertainty attached to the prognosis. Initiatives expected as part of the Water Framework Directive and the Habitat Directive are not included in the prognosis.

13% reduction in nitrogen leaching

The assessment of the effect of APAE III uses model simulation of nitrogen leaching at national level for the period from 2003 to 2007 based on average climate conditions for the period 1990-2005. Three different model calculations have been performed that are based on registered data for land use (GLR register) and fertiliser use (fertiliser accounts from the Plant Directorate), and on statistical data from Statistics Denmark. According to the simulations of N leaching, there has been no statistically significant reduction in nitrogen leaching in the period 2003-2007.

An evaluation of the effect of the individual measures in APAE III shows:

- Wetland areas: The target of 6,900 ha is likely to be achieved, with approx. 5,300 ha having been established and a further 3,400 approved by the end of 2007.
- Forestation: The target reduction in nitrogen leaching of approx. 900 t N in 2015 is not likely to be achieved due to the design of the fertiliser regulatory system, although the target of an additional 22,800 ha forest is likely to be achieved.
- Agri-environmental schemes: The target nitrogen reduction of 400 t N is not likely to be achieved due to the poor support for the scheme.
- Catch crops: The area with catch crop cover has become smaller than expected, as – according to APAEIII – dispensation from growing catch crops can be given if there is 100% green crop over winter.
- Conversion of agricultural land to roads, housing, etc: The design of the fertiliser regulatory system means that land conversion will not have the expected effect on nitrogen leaching.
- Livestock husbandry and animal manure: A small reduction in livestock production and improved feed use efficiency has resulted in a reduction in nitrogen excretion from livestock, but regulations to restrict the emission of ammonia have led to a concomitant increase in the amount of N applied in animal manure of approx. 5,000 t.

The prognosis for the development of the agricultural industry is, as previously mentioned, very uncertain. If you nevertheless accept the prognosis, the measures initiated are estimated to lead to a reduction in nitrogen leaching of approx. 5,000 t against an expectation of 18,000 t. Of these, the measures involving wetland areas and a tightening in the regulations on the use of mink manure are expected to meet the requirements, while other measures are estimated to give a smaller effect than expected.

The APAE III agreement stipulates that the mid-term evaluation should assess whether there is a basis for a tightening in the regulations on the use of animal manure. The evaluation shows that the regulations could be tightened for a number of fertiliser types, corresponding to a reduction in nitrogen leaching of up to 1,600 t N. A tightening in the regulations for the other types of fertiliser will only be in the shape of a reduction in norms. It should be remembered that APAEIII already includes an effect of the measure of 2,900 t N.

Development in ecological status

The level of nitrogen leaching from the root zone of agricultural crops has been declining since the beginning of the 1990s, but measurements over the last few years show that the reduction has been halted. The same goes for measurements in watercourses, fjords and other coastal waters. The development in the ecological status of the aquatic environment reflects the lack of reduction in nitrogen surplus in recent years.

50% reduction in phosphorus surplus

The phosphorus surplus has been reduced by approx. 6,500 t P in the period 2001/02 to 2007/08, corresponding to a reduction of approx. 23%. The interim target of a 25% reduction of phosphorus surplus by 2009 is therefore deemed to have been achieved. If the target of a 50% reduction by 2015 is to be achieved, the consumption of phosphate in feed will have to be reduced by approx. 1,000 t P per year from 2008 in order to reach the final target of 6,000 t. It is, however, extremely difficult to predict the development in livestock production, which is heavily dependent on the development in prices. The consumption of phosphorus in mineral fertiliser will also be affected by prices, why the prognosis for 2015 has a large uncertainty factor attached to it.

Establishment of 50,000 ha new buffer strips

For the period 2005-08 an additional 700 ha of buffer strips under the agri-environmental scheme have been registered. An analysis carried out by Carl Bro shows that the area with a 10-m wide uncultivated buffer strip fell by 4,000 ha to 100,000ha from 2004 to 2006. With a permanent abolition of the set aside scheme, this area is expected to further reduce in size. It is therefore expected that the target of an additional 50,000 ha uncultivated buffer strips is unlikely to come anyway near its target.

Impacts of climate change

Previous action plans on the aquatic environment have not taken future changes in climate into account and an assessment of the effect of the action plans in this evaluation is therefore based on average climate data for 1990-2005. The climate is, however, undergoing a change towards warmer and wetter conditions. A continued development in this direction increases the risk of leaching of nitrogen and phosphorus to the aquatic environment. Climate changes are expected to increase the need for additional and more vigorous efforts to reduce nitrogen and phosphorus losses from agriculture to the aquatic environment, if the protection levels are to be maintained.

Main report II: Economic mid-term evaluation 2008 of the initiated measures in APAEIII

In the Action Plan for the Aquatic Programme III (APAEIII), it was expected that the total costs for the first planning period from 2005-2009 would amount to 200 million DKK per year, of which the agricultural sector would pay 26 million DKK. The rest would be public funded.

The economic midterm review presented here was carried out by the Institute of Food and Resource Economics at University of Copenhagen (FOI) in cooperation with The National Environmental Research Institute under University of Aarhus (NERI). The evaluation is based on historic figures for 2004-2007, supplemented with a prognosis for 2008-2009 in order to compare the results with the expected costs and environmental effects for 2004-2009.

The purpose of the economic review is to evaluate the costs and, in combination with the effect on N-leaching, to estimate the cost efficiency of the different measures. The analysis is based on an effect on N-leaching of 1,700 tonne of N in the period 2005-2009. The analysis is based on the environmental effect stated in Waagepetersen et al. (2008).

The analysis here shows that the creation of wetlands using the APAEII principle is more cost effective than the APAEIII principle. The principle used in the previous plan, APAEII, was based on one-off payments and higher requirements regarding the reduction in N-leaching. Around 500 ha wetlands have been created per year which is less than expected.

Increased number of catch crops is a cost efficient measure, but some farmers have replaced this by 100% winter crops which have a lower effect on N-leaching. The total effect on N-leaching and costs of this measure is lower than expected.

The increased forestation has not provided the expected effect as the nitrogen has been used on other areas. The costs per ha is slightly higher than expected. Other accompanying measures have not had any effect on N-leaching; however, the money spent might have given other benefits in terms of biodiversity etc.

A reduction of the agricultural area was expected due to effects of the EU agricultural policy. It was expected that the change from hectare premium to single payment would mean that unprofitable land would be taken out of production, but this has not happened. Furthermore, higher prices have also lead to more area been kept in production.

The total costs to reduce N-leaching was reduced from 164 to 159 million DKK per year. In terms of cost efficiency, the analysis shows an increase from 19 DKK to 41 DKK as the cheap measures have not had the expected effect. It is concluded that the costs per Kg N reduced N-leaching is twice as high as expected.

The phosphorus surplus has been diminishing, but the levy on mineral phosphorus has not had the expected effect. In the period since 2003, prices on mineral phosphorus have increased and therefore it was expected that the reduction in use of mineral phosphorus would have been larger than expected. The use of mineral phosphorus only decreased from 13 million kg to 10 million kg, whereas a reduction to 5 million kg was expected. The reason seems to be lower response to price changes and higher levels of minimum mineral phosphorus use than expected. The farmers levy payment has therefore been 50 million DKK per year and not 12 million DKK as expected.

Areas with buffer zones have been much smaller than expected. The target of 30,000 ha in 2009 will not be met as less than 1,000 ha have been created at the end of 2008. This was not surprising as there seems to be discrepancy between the target (buffer zones along all streams) and the instruments used (voluntary agreements).

The total costs for APAEIII during the period 2005-2009 was 200 million DKK per year as expected, but, as described, the costs for some measures have been very different to what was expected. The agricultural sector has paid around 25% of the total costs, which is higher than ex-

pected. Around 80% of the total costs are related to reducing the nitrogen losses and the rest to reduce phosphorus losses.

Table 1. Cost effectiveness for the measures in APAE III (2005-2009). Source: Jacobsen et al. (2009)

	--- APAE III Plan ---			-- APAE III Midterm evaluation --		
	Cost per year (DKK/year)	Effective-ness (kg N/ha)	Cost effec-tiveness DKK / kg N.	Cost per year (DKK/year)	Effective-ness (kg N/ha)	Cost effec-tiveness DKK / kg N.
Wetlands (APAE II)	3,050	265	12	4,479	245	18
Grass measures (ESA)	1,000	0	---	1,200	0	---
Wetlands (APAEIII)(ESA) ¹⁾	4,000	100	40	3,600	100	36
Afforestation ¹⁾	2,700	39	69	2,860	0	---
Catch crops	250-500	37	7-14	330	32	10
Improved utilisation (mink)			4			4
Total			19			41

Comments: 1 € = 7.45 DKK. ESA = Environmentally Sensitive Area scheme.

The total cost in the APAEIII plan regarding N is calculated to be 77 million DKK per year and the expected effect was 4,100 tonne N. The Midterm evaluation show a yearly cost of 70 million DKK and an effect of 1,730 tonne N.

1) Annual cost for afforestation and wetlands is here based on 6 pct. interest and 20 years. Other calculations show the payment per year from 2005-2009 to reach the target.

I. Midtvejsevaluering af VMPIII: Virkemidler

Jesper Waagepetersen & Christen Duus Børgesen
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet

Ruth Grant & Torben Moth Iversen
*Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet*

Baggrund

VMPIII aftalen

Aftalen om Vandmiljøplan III (VMPIII) af 2. april 2004 er en opfølgning på tidligere vandmiljøplaner: Vandmiljøplan I fra 1987, Handlingsplanen for Bæredygtigt landbrug fra 1991 og Vandmiljøplan II fra 1998. VMPIII-aftalen forløber over perioden 2004-2015.

I aftalen om VMPIII indgår, at der skal foretages en midtvejsevaluering af de iværksatte foranstaltninger ved udgangen af henholdsvis 2008 og 2011.

Sideløbende med VMPIII implementeres EU's Vandrammedirektiv og Habitatdirektiv i Miljømålsloven. Ifølge Miljømålsloven skal der gældende fra 2009 fastlægges målsætninger og indsatsplaner for individuelle vand- og naturområder. Målene skal som hovedregel være indfriet i 2015. Initiativer, som kan forventes iværksat under direktiverne, vil ikke blive inddraget i VMPIII-evalueringen.

Reduktionsmål og revurdering af udgangspunktet for målene

Ved slutevalueringen af VMP II i 2003 blev det godkendt, at den nationale målsætning fra 1987 om en 49% reduktion af kvælstofudvaskningen var opnået. Dette har imidlertid ikke sikret en tilstrækkelig god kvalitet af vandmiljøet, hvorfor der er behov for yderligere reduktion af både kvælstof- og fosfortilførslen til vandmiljøet. VMPIII indeholder en målsætning for såvel kvælstof- som fosforudledninger fra landbruget. Målsætningerne er

- 13% reduktion i kvælstofudvaskningen i forhold til udvaskningen i 2003
- Halvering af fosforoverskuddet i forhold til overskuddet i 2001/02
- Etablering af 50.000 ha nye randzoner til reduktion af fosforudledningen til vandløb og søer.

Udgangspunktet for kvælstofudvaskningen i 2003 er genberegnet med opdaterede modeller og med et standardiseret klima for perioden 1990-2005. Udgangspunktet i 2003 er herved opgjort til en kvælstofudvaskning på 164.000 tons N på landsplan, hvilket stort set er uændret i forhold til vurderingen forud for VMPIII's vedtagelse. Reduktionsmålet frem til 2015 udgør 21.150 tons N.

I aftalen om VMPIII beskrives, at fosforoverskuddet i landbruget skal halveres i forhold til et overskud på 32.700 tons P i 2001/02. Opdaterede tal fra landsstatistikken har vist, at fosfortilførsel til landbruget tilbage i tid har været overvurderet. Med udgangspunkt i et opdateret datagrundlag og idet der regnes med glidende gennemsnit over tre år er overskuddet i 2001/02 revurderet til 30.400 tons P.

Dette notat

Dette notat er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Det Jordbrugsvidenskabelige fakultet (DJF), begge Aarhus Universitet, og det er den første midtvejsevaluering af VMPIII. Siden 2004 er data- og metodegrundlaget forbedret, og der tages udgangspunkt i den nyeste viden, herunder i vurderingen af kvælstofudvaskning i 2003 og fosforoverskud i 2001/02.

Tabel 3. Udviklingen fra 2003 til 2007 i landbrugsarealet (på baggrund af data fra det Generelle Landbrugsregister), husdyrholdet og gødningsforbruget (efter Danmarks Statistik). Midlertidig ophævelse af brakordningen blev indført i 2008, og derfor fremgår konsekvensen heraf ikke af tabellen

	2003	2004	2005	2006	2007
Landbrugsarealet (GLR)	1000 ha	1000 ha	1000 ha	1000 ha	1000 ha
Korn	1504,9	1509,8	1507,1	1492,8	1445,5
Bælgsæd	32,4	26,5	16,3	10,5	5,8
Raps	106,8	123,5	111,9	125,6	179,3
Frø	87,4	92,0	96,5	100,6	86,8
Rodfrugter	86,0	89,9	87,1	80,0	80,6
Majs	118,1	130,3	136,9	137,3	146,6
Helsæd	111,0	105,0	77,0	63,9	60,5
Foderroer, lucerne, økobælgfoder mm.	11,8	10,0	9,7	8,1	7,3
Græs i omdrift	227,6	229,5	254,6	270,3	267,0
Græs i omdrift, ekst.			10,9	6,1	12,4
Vedv. Græs	161,3	158,3	148,7	147,2	141,0
Vedv. Græs, ekst.			87,7	78,6	78,0
Lovpligtig brak-græs / frivillig brak/udyret	197,8	176,5	196,1	183,8	177,5
Grøntsager, frugt, mv.	17,4	16,7	17,9	18,0	17,7
Juletræer	9,6	9,8	23,1	21,3	20,7
Andet	0,1	0,1	1,6	1,7	3,2
Korrektion					
Græs i omdrift, ekst.	8,5	8,5			
Vedv. græs, ekst. ¹⁾	68,3	68,3			
Juletræer	12,5	12,5			
I alt	2761,2	2767,1	2777,2	2745,7	2729,6
Husdyrholdet	2003	2004	2005	2006	2007
Antal malkekvæg, 1000 stk.	596	563	558	550	545
Mælkeproduktion, mio. kg	4,54	4,43	4,45	4,49	4,52
Antal søer, mio.	1,15	1,16	1,15	1,13	1,15
Svineproduktion, mio. stk. (omregnet via kødproduktionen)	24,0	24,4	23,5	21,6	23,3 ²⁾
Gødningsforbruget	1000	1000	1000	1000	1000
Kvælstof	tons N	tons N	tons N	tons N	tons N
Handelsgødning	196	202	201	187	190
Husdyrgødning	232	230	227	219 ³⁾	237
Total	428	432	428	404	427
Fosfor	1000	1000	1000	1000	1000
	tons P	tons P	tons P	tons P	tons P
Handelsgødning	13,6	14,5	14,6	13,0	13,4
Husdyrgødning	51,5	49,3	46,8	44,8	45,9
Total	65,1	63,8	61,4	57,3	59,3
Beregnet kvælstofkvote	1000	1000	1000	1000	1000
	tons N	tons N	tons N	tons N	tons N
Landsplan (teoretisk)	360	359	369 ³⁾	376 ³⁾	375
Korrektion for ekst. græs	5	5			
Kvælstofprognosen	-6	-2	-5,9	-25	7
Eftervirkning af efterafgr.			-1,3	-2,5	-2,5
Efter korrektion for prognosen	359	362	362	349	380

¹⁾ beregnet som forskel i vedv. græs i 2005-06 og 2003-04

²⁾ der er taget højde for eksporten af svin

³⁾ kvoten til ekstensivt græs udgør ca. 5.000 tons N i 2005 og 2006, kvoten for 2003 og 2004 er korrigeret med denne størrelse

Oversigt over metoder

Dette notat omfatter først en beskrivelse af de anvendte metoder. Herefter følger en beskrivelse af udviklingen i kvælstofudvaskning og andre indikatorer for kvælstofomsætningen i landbruget for perioden fra 2003-2007, en gennemgang af de enkelte virkemidler og en prognose for udviklingen frem til 2015. Dernæst følger en gennemgang af elementer der vedrører udviklingen i fosforoverskuddet og etablering af randzoner frem til 2007. Til slut gives en vurdering af effekten på kvælstofkoncentrationen i vandmiljøet samt en vurdering af effekten af klimaændringerne.

Modelberegning af kvælstofudvaskningen 2003-07 på landsplan

Udviklingen i kvælstofudvaskningen belyses af flere veje med udgangspunkt i den udvaskning, der var i 2003.

Der anvendes samme modelkoncepter til VMPIII-evalueringen som til VMP II-evalueringen, men der er løbende arbejdet på at forbedre modellerne. Derfor er det forventeligt, at modellerne giver et andet resultat for udvaskningen i VMPIII end de gjorde ved slutevalueringen af VMP II. Beregningerne er ikke ført tilbage til vandmiljøplanernes start i midt 80'erne, selv om det var ønskeligt.

Årsagen er, at de datakilder, der beskriver landbrugsdriften, er forbedret meget kraftigt i de senere år, og ved VMPIII-evalueringen er valgt en beregningsprocedure, der fuldt ud udnytter de præcise oplysninger om driftsform, der foreligger for de senere år. Til gengæld kan beregningerne ikke tilbageføres.

Da der er stor usikkerhed knyttet til udvaskningsberegningerne, gennemføres modelberegningerne på tre måder. Udvasningen beregnes dels ud fra data der landsdækkende beskriver landbrugsproduktionen (baggrundsnotat 2), og disse beregninger gennemføres med to forskellige modeller (baggrundsnotat 3 og 4). Dels beregnes udvaskningen ved opskalering ud fra udvaskningsberegninger for de 5 landovervågningsoplande under det Nationale overvågningsprogram, NOVANA (baggrundsnotat 5).

Resultatet af de modelberegnete udvaskninger sammenholdes med udviklingen i landbrugets samlede kvælstofbalance (baggrundsnotat 6), der kan bestemmes med ret stor sikkerhed.

Ovennævnte beregninger forudsætter data for den realiserede landbrugsdrift og kan derfor ikke føres længere frem end til 2007.

Effekt af de enkelte tiltag vedr. reduktion af kvælstofudvaskningen

VMPIII er baseret på antagelse om, at udviklingen inden for en række delområder (fx efterafgrøder, foderudnyttelse, retablering af vådbundsområder) vil føre til en reduceret udvaskning.

Som led i evalueringen opgøres udviklingen inden for de enkelte delområder ud fra aftalens målsætning, og effekten vurderes ud fra typetal for udvaskningen.

Opgørelsen er således partiel, og den kan belyse, om den udvikling i udvaskningen, der findes ved de landsdækkende modelberegninger, er i samklang med udviklingen inden for de delområder, VMPIII sætter i fokus, eller om andre forhold har haft større betydning. Vurderingen på disse nøgleområder bruges desuden til en fremadrettet prognose.

Reduktion af fosforoverskud og -udvaskning

Det er et selvstændigt mål i VMPIII at reducere fosforoverskuddet i dansk landbrug. Udviklingen frem til 2007 følges direkte ved opstilling af en fosforbalance for landbruget. Desuden belyses udviklingen gennem en analyse af nøgleområder som brugen af fytase, fosfater i foderet og udviklingen i husdyrgødningens fosforindhold (baggrundsnotat 12). Vurderinger på disse nøgleområder bruges desuden til en fremadrettet prognose.

VMPIII's effekt på fosforudledningen til vandløb og søer evalueres gennem data for udviklingen i arealet af dyrkningsfrie randzoner langs vandløb og søer.

Miljøeffekt og klimacændringer

I to selvstændige afsnit beskrives dels hvilken effekt de ændrede udledninger af kvælstof og fosfor har for koncentrationerne i vandløb og det marine miljø, dels hvilke udfordringer fremtidige klimaændringer forventes at have for landbrug og miljø.

Generelt om landbrugsarealet og om betydningen af ændringer i størrelsen af det dyrkede areal

Modelberegninger af kvælstofudvaskningen er nøje knyttet til antagelser om landbrugsarealets størrelse og dets anvendelse, og spørgsmålet om, hvilken betydning en ændring i størrelsen af det dyrkede areal har for kvælstofudvaskningens omfang, er centralt i flere sammenhænge: skovtilplantning, braklægning og inddragelsen af landbrugsjord til byudvikling mv. Derfor gives her en samlet generel beskrivelse af disse emner.

Landbrugsarealets størrelse

I 2005 blev EU's landbrugsstøtteordning ændret fra den såkaldte hektarstøtteordning til enkeltbetalingsordningen. Den nye ordning indebærer at ekstensive græsarealer, juletræer og andre mindre afgrødegrupper blev støtteberettiget. Dette medførte en stigning i det areal, landbruget indberettede til FødevarerErhverv.

I Danmark Statistik forekommer et spring i det dyrkede areal fra 2004 til 2005 på grund af ovennævnte ændring i indberetning af arealer til FødevarerErhverv. DMU og DJF har derfor til denne midtvejsevaluering valgt at tage udgangspunkt direkte i indberetningen til hektarstøtteordningen (2003-2004) og enkeltbetalingsordningen (2005-2007). For at opnå en ubrudt tidsserie er der foretaget en korrektion af det ekstensive græsareal og arealet med juletræer for 2003 og 2004, idet det er antaget at disse arealer var af samme størrelsesorden i 2003-04 og 2005-06 (baggrundsnotat 1).

Landbrugsarealet i denne midtvejsevaluering defineres herved som arealet med landbrugsafgrøder, ekstensive græsarealer, juletræer, frugt og grønt samt udtagne og udyrkede arealer. Det dyrkede areal defineres som det landbrugsareal, der må gødes.

Betydning af ændringer i størrelsen af det dyrkede areal for kvælstofudvaskningens omfang på landsplan

Som før nævnt er der i flere sammenhænge behov for at vurdere, hvad ændringer i størrelsen af det dyrkede areal betyder for kvælstofudvaskningens omfang. Den umiddelbare forventning må være, at når udvaskningen i gennemsnit er 59 kg N/ha fra landbrugsarealet, så vil den samlede kvælstofudvaskning fra landbruget også ændres med 59 kg N, hvis størrelsen af det dyrkede areal ændres med 1 ha.

Virkeligheden er imidlertid mere kompliceret.

I forbindelse med VMPIII-aftalen blev aftalt og efterfølgende gennemført en justering i gødningsreglerne, og i 2008 skete der en væsentlig udvidelse på ca. 80.000 ha ved den foreløbigt tidsbegrænsede ophævelse af udtagingsforpligtigheden.

Ændringen i gødningsreglerne betyder, at en udvidelse af det dyrkede areal ikke slår igennem med et øget kvælstofforbrug på landsplan. Derimod reduceres den kvælstofmængde, der må bruges pr. ha (den såkaldte kvælstofnorm), således at det kvælstofforbrug, der tillades på det tilkomne areal, modsvarer af et mindre forbrug på det oprindelige areal. Det samlede kvælstofforbrug på hele det dyrkede areal forbliver derved uændret, men det fordeles på et større areal.

Den samme mekanisme regulerer forbruget, hvis der trækkes arealer ud af dyrkning. Det samlede kvælstofforbrug forbliver uændret, men reduktionen af det dyrkede areal betyder, at der bliver mere kvælstof pr. ha til restarealet. Ved reduktion i det dyrkede areal er der dog den begrænsning, at den tilladte kvælstoftilførsel ikke må stige højere end til 90% af den økonomisk optimale kvælstoftilførsel. Hvis denne grænse nås, vil det samlede kvælstofforbrug falde.

Den relativt kraftige udvidelse af det dyrkede areal, der er sket efter den midlertidige ophævelse af udtagningsforpligtigheden, og den følgende ret store nedgang i den kvælstofmængde, der må bruges pr. ha, betyder imidlertid, at udtagning af landbrugsjord til byudvikling, skovrejsning mv. umiddelbart vil følges af et tilsvarende øget kvælstofforbrug på restarealet i VMPIII-perioden.

Den gennemsnitlige kvælstofudvaskning fra et landbrugsareal er som nævnt ovenfor opgjort til 59 kg N/ha. Hvis det forudsættes, at de aktuelle ændringer af det dyrkede areal, ikke medfører ændring i husdyrproduktionen, så kan det antages, at et sædskifte med handelsgødet korn og raps vil være repræsentativt for den ændring, der sker ved en udvidelse eller reduktion af det dyrkede areal. Et sådan sædskifte vurderes at have et gennemsnitligt kvælstofforbrug på 144 kg N/ha og en udvaskning på 57 kg N/ha.

Udtages en ha, vil udvaskningen fra dette areal således reduceres med 57 kg N/ha. Det betyder imidlertid at det resterende areal må bruge 144 kg N mere, hvilket vil give anledning til en øget kvælstofudvaskning på 48 kg N, idet det antages at 33% af den overførte handelsgødning udvaskes (Grant og Waagepetersen, 2003). Forskellen på 9 kg N svarer omtrent til den udvaskning på ca. 12 kg N/ha, der må forventes ved en fremtidig anvendelse af det udtagne areal som brak eller skov, og formodentlig er udvaskningen efter byudvikling af samme størrelsesorden. Det må dog bemærkes, at ændringer i normerne, når det dyrkede areal indskrænkes eller udvides, sker ud fra den realiserede og registrerede arealanvendelse. Det betyder, at justeringen sker med en forsinkelse på to år. Der vil derfor være en merudvaskning de første to år efter en arealudvidelse og en udvaskningsreduktion de første to år efter en arealreduktion. Dette giver dog ikke fluktuationer, der forstyrrer denne evalueringens beregning af udvaskningen frem til 2007, og det forventes heller ikke at være tilfældet ved slutningen af VMPIII-perioden.

Konsekvensen er, at det ikke kan antages, at brug af landbrugsjord til skov og byudvikling eller inddragelse af brak til dyrkningen vil ændre kvælstofudvaskningen nævneværdigt.

Modelberegning af kvælstofudvaskningen 2003-07 på landsplan

Princip for modelberegning af kvælstofudvaskningen

Ved de to beregningsprocedurer tages der udgangspunkt i en landsdækkende beskrivelse af landbrugsproduktionen på bedriftsniveau (sædskifte, udbringning af husdyrgødning og forbrug af handelsgødning) for hvert af årene 2003-07. Opgørelsen er baseret på landsdækkende registre: Gødningsregnskaber fra Plantedirektoratet, Det Centrale Husdyrregister og indberetning af afgrøder til hektarstøtteordningen/enkeltbetalingsordningen. Forbruget af handelsgødning og produktionen af husdyrgødning korrigeres dog, så det på landsplan svarer til Danmarks Statistiks opgørelser (baggrundsnotat 2).

Herefter beregnes udvaskningen for hvert af årene 2003-07 såvel med SKEP/DAISY (en database med udvaskningsberegninger for en lang række repræsentative bedriftstyper) som med den empiriske udvaskningsmodel N-LES4 (baggrundsnotat 3 og 4).

Udvaskningerne er beregnet, så de repræsenterer udvaskningen ved et gennemsnitsklima (1990-2005), og ved SKEP/DAISY beregningerne justeres udbyttene, så det svarer til Danmarks Statistiks amtsudbytter for gennemsnittet af årene 2003-07. Det er således udviklingen i landbrugsproduktionen, der bestemmer resultatet af udvaskningen det enkelte år, og ikke tilfældige variationer i nedbør og temperatur. Perioden 2003-2007 er for kort til, at en evt. udvikling i udbyttene kan bestemmes og inddrages i vurderingen.

Ved den tredje beregningsprocedure er der taget udgangspunkt i oplysningerne om den aktuelle landbrugspraksis i fem landovervågningsoplande under det Nationale Overvågningsprogram (baggrundsnotat 5). Oplandene består af 2 sandjords- og 3 lerjordsoplande. Udvaskningen beregnes med DAISY, hvorefter beregningerne er opskaleret til landsplan. Disse beregninger er ligeledes normaliseret i forhold til de tilfældige årlige variationer i klimaet.

Resultatet af beregningerne fremgår af tabel 4. I gennemsnit giver modellerne en udvaskning i 2003 på 161.000 tons N. Det bemærkes at dette er meget tæt på det skøn på 162.000 tons N, der blev givet i "Vandmiljøplan II- slutevaluering", til trods for at beregningsprocedurerne er forbedrede og vi bruger en ny version af N-LES.

Tabel 4. Beregning af klimanormaliseret kvælstofudvaskning på landsplan ved tre forskellige metoder (1.000 tons N)

Høst år	SKEP/DAISY	N-Les4	Landovervågning DAISY	Gennemsnit
2003*	172	163	148	161
2004*	175	163	148	162
2005*	164	161	154	159
2006*	149	161	157	156
2007**	159	154	***	157****

*i disse år medførte årets klima at årets kvælstofprognose var negativ (dvs. det tilladte kvælstofforbrug var mindre end normen) og da det tilstræbes, at den beregnede udvaskning repræsenterer et normalt klima, er der et tillæg til udvaskningen på 1/3 af kvælstofprognosen.

**i dette år var kvælstofprognosen positiv (dvs. det tilladte kvælstofforbrug var større end normen) og der er sket et fradrag på 1/3 af kvælstofprognosen.

*** beregninger for 2007 kræver landbrugsdata fra 2007 og første halvdel af 2008, og 2008-data foreligger endnu ikke.

****for Landovervågning DAISY regnes med 2006 udvaskning

Det skal bemærkes, at der kan være forskydninger i gødningslagrene hos landmændene på op til ± 10.000 tons N pr. år, som ikke indgår i modelberegningerne. Det kan forskyde den beregnede udvaskning mellem år, men ikke niveauet.

Det fremgår af tabel 4, at der er forskelle i udvaskningsniveauet mellem de tre modeller, og der kan ikke påvises nogen sikker reduktion i kvælstofudvaskningen i perioden 2003-07.

Kvælstofudvaskning og kvælstofbalancer

Som kvalitetssikring af modelberegningerne er den beregnede kvælstofudvaskning vurderet i forhold til en opgørelse af kvælstofbalancen på landsplan (baggrundsnotat 6).

Kvælstof tilføres landbruget via importeret handelsgødning og foder, ved afsætning fra atmosfæren og ved kvælstoffiksering (bælgplanter henter kvælstof fra atmosfæren). Fraførsel sker ved salg af animalske og vegetabiliske produkter. Forskellen – også kaldt overskuddet – omfatter dels kvælstof, der tabes til omgivelserne ved udvaskning, denitrifikation og ammoniakfordampning, dels en eventuel ændring i jordens indhold af organisk bundet kvælstof. Datainput til balanceopgørelsen er fortrinsvis statistiske data for købte og solgte varer, hvorfor det er muligt at bestemme overskuddet relativt nøjagtigt. DMU og DJF vurderer, at kvælstofoverskuddet med stor sandsynlighed ligger inden for et interval på -10.000 til +25.000 tons N i forhold til den beregnede værdi. Vanskeligheder med at fastslå kvælstoffikseringens omfang er en væsentlig kilde til denne usikkerhed.

Tabel 5 viser kvælstofoverskuddet sammen med kvælstofudvaskning og skøn over denitrifikation og ammoniakfordampning.

Når man lægger de beregnede tabsposter for kvælstofudvaskning, ammoniakfordampning og denitrifikation sammen og sammenligner med landbrugets overskud af kvælstof, er der en rest som

det ikke umiddelbart er muligt at redegøre for. Det kan betyde, at der er en systematisk undervurdering af en eller flere tabsposter, eller at der forekommer en ophobning af kvælstof i jorden. Det er nok ikke så sandsynligt, at "resten" skyldes, at der er sket en ophobning i jorden af dette omfang, da de gennemførte beregninger med SKEP/DAISY og DAISY tyder på det modsatte. Så der er formodentligt tale om undervurdering af en eller flere af tabsposterne.

Table 5. Kvælstofoverskud (opgjort som glidende gennemsnit af 3 år) og opgørelse af tabsposter (1.000 tons kvælstof)

Høstår	Kvælstof-overskud	Udvaskning*	Ammoniakfordamp.**	Denitrifikation, mark og stald***	Rest inkl. ændr. i jordpulje
2003	292	161	66	48	17
2004	289	162	66	48	13
2005	292	159	62	48	23
2006	291	156	60	46	29
2007		157	60	45	

*gennemsnit af de tre metoder

** omfatter ammoniakfordampning fra stald, lager og udbragt husdyrgødning samt fra handelsgødning og afgrøder (baggrundsnotat 7)

***Marktabet beregnet med SimDen (Vinther og Hansen, 2004), stald- og lagertabet udgør 5000 t i 2003, 2004 2005, 4000 t i 2006 og 3000 t i 2007 (H. Dangård Poulsen, personlig meddelelse)

Den beregnede udvaskning er svagt faldende, men usikkerheden er for stor til, at det kan tillægges større vægt. Som det fremgår af tabel 5 er der også tendens til fald for de øvrige tabsposter. Hvis disse reduktioner var sikre, måtte man forvente, at også landbrugets samlede kvælstofoverskud ville falde. Det gør det ikke, hvorfor "resten" har en stigende værdi.

Hovedkonklusionen må være at der ikke kan påvises nogen sikker reduktion i kvælstofudvaskningen, hvilket er i god overensstemmelse med, at der overordnet set ikke er noget fald i kvælstofoverskuddet. Det skal dog bemærkes at efterafgrøder og vådområder ikke påvirker kvælstofoverskuddet nævneværdigt.

Effekt af tiltag vedr. 13% reduktion i kvælstof-udvaskningen: opnået effekt i 2007 og prognose frem 2015

Dette afsnit beskriver implementeringen af de enkelte virkemidler i VMPIII og giver en vurdering af den opnåede effekt på kvælstofudvaskningen i 2007, samt en prognose for effekten frem til 2015.

Tiltagene i VMPIII kan deles op i arealrelaterede tiltag og den generelle udvikling i landbruget, herunder udviklingen i fodringspraksis.

Arealrelaterede virkemidler

Vådområder (VMP II-kriterier)

Vådområder kan fjerne nitrat fra gennemstrømmende grundvand, fra drænvand, der overrisler eller gennemstrømmer vådområdet, eller fra vand, der oversvømmer arealet.

Dette tiltag er en videreførelse af VMP II-vådområdeordningen, hvor der var et krav til kvælstoffjernelse på 200-500 kg N/ha/år. I slutevalueringen af VMP II var den samlede prognose, at der i 2003 ville være 2.900 ha vådområder med bindende aftaler. I VMPIII blev det aftalt, at der skulle etableres yderligere 4.000 ha af denne type vådområde i løbet af 2004 og 2005. Den samlede forventning til vådområder var således 6.900 ha. Da der ikke var udsigt til, at den afsatte økonomiske ramme til bevilgede projekter ville blive opbrugt i 2005, blev det ved aktstykke, tiltrådt af

Finansudvalget den 22. juni 2005, muligt at forlænge ordningen til udgangen af 2006. Ordningen er således ophørt fra udgangen af 2006.

Skov- og Naturstyrelsen har oplyst, at det samlede godkendte areal med vådområder ved udgangen af 2006 var 8.739 ha, mens det gennemførte areal var 5.343 ha (tabel 6). Idet effekten af de første 2.900 ha blev regnet med under VMP II, er der 2.443 ha som skal tælle med under VMPIII. Den gennemførte overvågning af VMP II-vådområder viste en gennemsnitlig kvælstoffjernelse på ca. 265 kg N/ha (Hoffman et al., 2006). Endvidere viste overvågningen at ca. 40% af arealerne var i landbrugsmæssig drift inden retablering. Når et landbrugsareal tages ud af drift, vil gødningsforbruget fra dette areal blive overflyttet til det øvrige areal, hvor det jf. afsnit 2.5.2 vil give anledning til en merudvaskning på ca. 48 kg N/ha. Idet ca. 40% af vådområderne antages at have været i landbrugsmæssig drift inden retablering, vil det svare til en merudvaskning fra det øvrige areal på ca. 20 kg N/ha vådområde. Den resulterende effekt af vådområdeetablering bliver herved 245 kg N/ha svarende til en samlet reduktion på 600 tons N.

Tabel 6. Areal med gennemførte reetablerede vådområder og areal med vådområder, der er godkendt til gennemførelse for årene 2002-2007 (Data fra Skov og Naturstyrelsen)

	Areal med vådområder (ha)					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Reetablerede vådområder	663	1.881	2.839	3.509	4824	5343
Vådområder bevilliget til gennemførelse	3.844	3.240	4.638	3.332	3949	3396
I alt	4.507	5.121	7.477	6.841*	8773	8739*

*nedgang i totalareal i forhold til foregående år, skyldes at nogle bevillinger efterfølgende er annulleret

Ved etablering af hele det forudsatte areal på 4.000 ha vurderes kvælstoffjernelsen at udgøre ca. 980 tons N mod en forventning på 1.050 tons N.

Ved udgangen af 2007 var der stadig 3.396 ha bevilliget, men endnu ikke gennemført. Det skal ses i lyset af, at der mangler ca. 1.600 ha for at målsætningen nås.

Det konkluderes, at målet for etablering af vådområder under VMP II-vådområdeordningen knap er opfyldt ved udgangen af 2007, men at det er sandsynligt at målsætningen nås.

Miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (MVJ)

I VMPIII-aftalen indgår særlige tiltag under MVJ-foranstaltningerne, herunder vådområder, randzoner, udtagning m.v. Den årlige kvælstofreduktion blev forud for VMPIII antaget at blive ca. 400 tons N inden udgangen af 2009. Hvis effekten skal opnås alene inden for MVJ-vådområder, skal der etableres ca. 4.000 ha. Der forventedes ikke yderligere etablering af MVJ-arealer fra 2009-2015.

MVJ-Vådområder

I 2004 blev der i følge Fødevarerhverv etableret 284 ha MVJ-vådområder efter de tidligere regler af 12. februar 2004 (krav til reduktion 200-500 kg N/ha) (tabel 7). Bekendtgørelsen om MVJ-vådområderne under VMPIII-aftalen (krav til reduktion 100 kg N/ha) udkom september 2005. Der er i 2005-07 givet tilsagn om tilskud til 1.280 ha vådområder, hvoraf der er etableret 58 ha. Fødevarerhverv oplyser, at der i 2007 indkom en del ansøgninger, som ikke nåede at blive behandlet pga. at vedtagelse af Landdistriksprogrammet blev udskudt. Fødevarerhverv forventer, at der vil blive givet forholdsvis flere godkendelser i 2008.

I opgørelser fra Fødevarerhverv er det vurderet, at effekten af de godkendte vådområder i perioden 2004-2007 udgør en kvælstoffjernelse på ca. 120 kg N/ha. Hvis der antages samme arealanvendelse inden retablering som for VMP II-vådområderne, vil retablering af 1 ha vådområde give anledning til en øget udvaskning på 20 kg N/ha. Herved bliver den resulterende effekt af vådom-

råderne 100 kg N/ha. Det vurderes på denne baggrund at de reetablerede arealer i 2007 under gammel og ny ordning vil medføre en kvælstoffjernelse på ca. 75 tons N. Hvis alle bevilgede arealer i 2007 gennemføres, vil dette medføre en kvælstoffjernelse på ca. 130 tons N. Da der indtil 2007 er givet færre tilladelser end forudsat i VMPIII, og da der kun er etableret en lille andel af de givne tilladelser, skønnes det, at tiltaget frem mod 2009 vil give en kvælstofreduktion på maksimalt 150-250 tons.

Tabel 7. Årligt tilsagn om tilskud til MVJ-vådområder samt den årlige gennemførelse af reetablerede MVJ-vådområder (Data fra Fødevarerhverv)

	Areal med vådområder* (ha)				
	Gl.ordning	VMPIII ordning			
	2004	2005	2006	2007	2005-07
Reetablerede vådområder	284	20	38	0	58
Beviliget men ikke gennemført		55	544	623	1222
I alt, tilsagn om tilskud		75	582	623	1280

*N reduktion antages at udgøre 245 kg N/ha for arealer implementeret i 2004, og 100 kg N/ha for arealer implementeret i 2005-07

Øvrige MVJ arealer

I 2004-07 blev der indgået øvrige MVJ-aftaler på i alt 53.200 ha, mens der ophørte aftaler på 48.212 ha. Samlet var der en nettotilgang på ca. 5.000 ha. Generelt har denne type MVJ-aftaler kun marginal betydning for kvælstofudvaskningen (tabel 8).

Tabel 8. Areal af øvrige indgåede MVJ-aftaler, ophørte 5-årige aftaler samt nettotilgang af arealer i perioden 2004-07 samt effekt på kvælstofudvaskningen fordelt på de forskellige MVJ-ordninger (Data fra Fødevarerhverv)

	Tilgang af arealer ha				Ophørte 5-årige aftaler ha				Netto-tilgang ha	Udvaskningsreduktion	
	2004	2005	2006	2007	2004	2005	2006	2007	2004-07	Kg N/ha	Tons N
Afgræsning – ny	-	-	-	13.853					13.853	0	0
Nedsættelse af kvælstof	6.735	713	0	-	868	800	869	1245	3654	16	58
20 års udtagning af agerjord	0	0	0	-					0	48	0
Ændret afvanding	0	0	0	-	78	150	957	372	-1.546	48	-74
Sprøjtefri randzoner	10	4	0	-	51	7	13	12	-73	0	0
Dyrkning u. plan- tebeskyttelse				-	388	393	253	301	-1.335	0	0
Udlæg af efterafgrøder	365	472	0	-	1.702	1.375	1.603		-3.843	25	-96
Græsordninger	17.464	13.577	5	-	5.175	15.068	8.324	8.119	-5.639	0	0
I alt	24.575	14.766	5	13.853	8.262	17.793	12.019	10.049	4.568		-112

Konklusion

Den beskedne tilslutning til dette tiltag sandsynliggør, at forventningen om en kvælstoffjernelse på 400 tons N inden 2009 ikke nås.

Skovrejsning

I VMPIII-aftalen forventedes en øget skovrejsning på 22.800 ha i perioden 2004-2015. Hvis skovrejsningen implementeres jævnt over aftaleperioden, forventes en skovrejsning på gennemsnitlig 1.900 ha pr. år. Skov- og Naturstyrelsen har oplyst, at der i perioden 2004-2007 er etableret 8.161 ha svarende til ca. 2.000 ha pr. år (tabel 9). Det er på denne baggrund sandsynligt, at arealmålet for skovrejsning frem til 2015 vil blive nået.

Tabel 9. Realiseret areal med skovrejsning i 2004-07 (data fra Skov og Naturstyrelsen, 2008)

	2004	2005	2006	2007	I alt 2004-2007
Statslig skovrejsning	200	150	100	150	600
Anden offentlig skovrejsning	40	76	64	0	180
Privat skovrejsning med tilskud	823	553	1425	2136	4.937
Privat skovrejsning uden tilskud	611	611	611	611	2.444*
I alt	1.674	1.390	2.200	2.897	8.161

*privat skovrejsning kan være overvurderet

Skov og Landskab, Københavns Universitet, har ved denne evaluering vurderet, at udvaskning af kvælstof fra skov på tidligere landbrugsarealer på langt sigt udgør ca. 12 kg N/ha pr. år (Gundersen, 2008, pers. medd.). Med henvisning til afsnit 2.5 vedr. normreguleringsystemet vil udtagning af et areal til skov medføre øget kvælstofforbrug på det øvrige areal, hvorved kvælstofudvaskningen vil være omtrent uændret.

Konklusion

Det konkluderes, at arealmålet for skovrejsning frem til 2015 vil blive nået, mens reduktionsmålet for kvælstof ikke vil blive nået.

Efterafgrøder

VMPIII indebærer, at kravet til efterafgrøder øges i to omgange. Fra 2005 skal bedrifter, der anvender mindre husdyrgødning end svarende til 0,8 DE/ha, have efterafgrøder på 6% af efterafgrødegrund-arealet. Bedrifter, der anvender mere husdyrgødning end svarende til 0,8 DE/ha, skal have efterafgrøder på 10% af efterafgrødegrundarealet. I anden omgang skærpes kravet til efterafgrøder yderligere til henholdsvis 10 og 14% af efterafgrødegrundarealet. Tidspunktet for den anden skærpelse blev rykket frem fra 2009 til 2008 for at imødegå den negative effekt af den midlertidige ophævelse af braklægningskravet i 2008. Kravet til efterafgrøder under VMP II var ca. 120.000 ha. Forud for VMPIII vurderede DMU og DJF ud fra de daværende regler om efterafgrøder, at det øgede krav til efterafgrøder ville medføre et efterafgrødeareal på ca. 160.000 ha i 2005 og ca. 240.000 ha i 2008.

Tiltaget har indtil 2005 været udformet således, at bedrifter var fritaget for kravet om efterafgrøder, hvis det samlede matrikulære areal var mindre end 10 ha eller hvis efterafgrødegrundarealet var mindre end 2 ha. Fra 2005 blev bedrifter endvidere fritaget for kravet om efterafgrøder, hvis de har 100% grønne marker. Hvis en bedrift yderligere har etableret plantedække med grønne marker, så det ikke er muligt at etablere et fuldt efterafgrødeareal, er der kun krav om etablering af pligtige efterafgrøder på de resterende arealer.

Data fra Plantedirektoratets gødningsregnskaber viser, at der i 2003-2004 var udlagt gennemsnitlig 116.000 ha efterafgrøder, mens der i 2005, 2006 og 2007 var udlagt gennemsnitlig 129.000 ha (tabel 10). Dette er en stigning på 13.000 ha mod en forudsat stigning på 40.000 ha. Den manglende implementering kan henføres til indførsel af reglen om fritagelse/reduktion på grund af grønne marker i henhold til VMPIII aftalen.

Table 10. Analyse af lovpligtige efterafgrøder i gødningsregnskaberne, 2003-07

År	Dyrket areal	Efterafgr. grund-areal	1000 ha		Årets efterafgrøder
			Krav før reduktion	Krav efter reduktion	
2003	2.737,0	1.908,2	114,8	-	119,0
2004	2.740,9	1.880,0	114,0	-	114,7
2005	2.717,3	1.972,3	148,8	119,2	139,3
2006	2.727,6	1.990,5	163,7	114,0	119,6
2007	2.647,7	1.600,1*	133,0*	114,1	127,7

*I 2007 er efterafgrødegrundareal for bedrifter med 100% grønne marker og deres krav før reduktion ikke medregnet

I efteråret 2007 foretog Plantedirektoratet fysisk kontrol af efterafgrøder på 246 bedrifter. Heraf fremgår at ca. 92% af efterafgrødearealet, der var etableret i marken, havde en dækningsgrad på mere end 40% af arealet, mens 8% havde en mindre dækningsgrad og således må betegnes som 'ikke veletablerede'. På det 'ikke veletablerede' efterafgrødeareal antages at effekten i forhold til kvælstofopsamling er nul. Der skal dog stadig i gødningsregnskabet indregnes en eftervirkning på 17 eller 25 kg N pr ha af disse efterafgrøder, hvilket vil give anledning til en reduktion i kvælstofudvaskning på ca. 7 kg N pr ha.

DJF har analyseret effekten af efterafgrøder på kvælstofudvaskningen i forbindelse med denne evaluering (baggrundsnotat 8). Analysen har ikke givet anledning til at ændre på den tidligere vurdering. Det vurderes således fortsat, at veletablerede efterafgrøder reducerer kvælstofudvaskningen med henholdsvis 25 og 37 kg N/ha på bedrifter, der anvender organisk gødning svarende til under/over 0,8 DE pr. ha.

Det øgede krav til lovpligtige efterafgrøder vurderes herved at have medført en reduktion i kvælstofudvaskningen på gennemsnitlig ca. 420 tons N i 2005-07. I beregningen er det forudsat, at efterafgrøderne i 2003 og 2004 havde samme fordeling på bedrifter med henholdsvis under/over 0,8 DE pr. ha som i 2005-07.

Det fremgår ikke af gødningsregnskaberne i hvor høj grad, reduktionen i kravet om lovpligtige efterafgrøder, efter reglen om grønne marker, skyldes, at landmændene i stedet har valgt at udlægge frivillige efterafgrøder, der kan tillægges næsten lige så stor udvaskningsreducerende effekt som lovpligtige efterafgrøder. Ifølge oplysninger fra Dansk Landbrugsrådgivnings Mark Database dyrkes der frivillige efterafgrøder på 5,5% af efterafgrødegrundlaget. Ved Plantedirektoratets fysiske kontrol er det dog ikke konstateret, at frivillige efterafgrøder i nævneværdigt omfang indgår i opfyldelsen af efterafgrødegrundarealet. I denne evaluering har vi derfor ikke antaget, at frivillige efterafgrøder er et væsentligt element i opfyldelsen af efterafgrødekravet.

Fra efteråret 2008 øges kravet til efterafgrøder som beskrevet ovenfor med 4% af efterafgrødegrundarealet. Reglen udmøntes således, at hvis bedriften er over 30 ha skal der altid være udlagt mindst 4% efterafgrøder, dvs. at kravet ikke kan erstattes af grønne marker eller af overførte efterafgrøder fra tidligere år. Økologiske bedrifter er fritaget for det øgede krav til efterafgrøder. En scenarieanalyse på data fra 2006 har vist, at kravet til efterafgrøder herved øges til ca. 186.000 ha, hvilket svarer til en stigning på ca. 70.000 ha i forhold til efterafgrødearealet i 2003-04. Dette vil medføre en reduktion i udvaskningen på ca. 2.000 tons N, hvis det antages at ca. 92% af efterafgrødearealet er veletableret ligesom i 2007. Dette skal ses i forhold til en forventning i 2015 på 260.000 ha efterafgrøder og en udvaskningsreduktion på 4.600 tons N.

Det konkluderes, at kravet om etablering af efterafgrøder kun delvis lever op til forventningerne på grund af reglen om fritagelse ved 100% grønne marker.

Krav til udnyttelse af minkgødning

I VMPIII skærpes kravet til udnyttelse af kvælstof i minkgylle så det kommer på niveau med det nuværende udnyttelseskrav for kvæggylle. Tiltaget blev indført fra gødningsåret 2004/05. Tiltaget vurderes at have reduceret handelsgødningsforbruget med ca. 400 tons N, mens kvælstofudvaskningen vurderes at være reduceret med 130 tons N.

Den generelle udvikling i landbruget

I VMPIII-aftalen er det forudsat, at udviklingen i forbedret foderudnyttelse vil fortsætte samt at der vil ske en udtagning af areal til veje, bebyggelse m.m. på ca. 10.000 ha pr. år frem til 2015. Endvidere blev det i VMPIII-aftalen forudsat, at CAP-reformen vil betyde ekstensivering af arealer med en negativ jordrente, da der ikke længere var krav om at arealerne skulle dyrkes for at man kunne modtage enkeltbetalingsstøtte. Denne udvikling blev forud for VMPIII-aftalen af DMU og DJF skønnet til at medføre en reduktion i kvælstofudvaskningen på i alt 11.000 tons N. Vurderingen tog udgangspunkt i en prognose for udviklingen i arealet og husdyrholdet fra Fødevarøkonomisk Institut (FOI), Københavns Universitet, og det blev i vurderingen forudsat, at kvoten på de udtagne arealer ikke overføres til øvrige arealer.

Nedenfor er givet en vurdering af den opnåede effekt frem til 2007 som følge af ændring i det dyrkede, braklagte og udyrkede areal, det økologiske jordbrugsareal, husdyrholdet og fodringspraksis samt en prognose for udviklingen frem til 2015.

Udviklingen i arealet

Udtagning til veje, bebyggelse m.v.

En vurdering af udviklingen i landbrugsarealet fra 2003 til 2007 er meget usikker på grund af de ændrede opgørelsesmetoder ved indførelse af enkeltbetalingsordningen i 2005 (afsnit 2.5). Data tyder dog på, at der igennem perioden har været en jævn nedgang fra 2003-04 til 2007 på ca. 35.000 ha (tabel 11). Heraf er ca. 8.000 ha medgået til skovrejsning, hvorfor udtagning til veje, bebyggelse m.m. vurderes at være ca. 27.000 ha i perioden. Fødevarøkonomisk Institut (FOI), Københavns Universitet, vurderer, at der fremover stadig vil ske en udtagning til veje, bebyggelse m.m. på 10.000 ha pr. år, således at den samlede nedgang i 2015 vil være ca. 100.000 ha (baggrundsnotat 9).

Tabel 11. Oversigt over arealudvikling, 2003-2007, baseret på indberetning til henholdsvis hektarstøtteordningen (2003-2004) og enkeltbetalingsordningen (2005-2007). Prognose for udviklingen frem til 2015 er foretaget af Fødevarøkonomisk Institut (baggrundsnotat 9)

	Opnået udvikling					Prognose	
	2003	2004	2005	2006	2007	2011	2015
Salgsafgrøder	1.817	1.842	1.819	1.809	1.798		
Grovfoder i omdrift	468	475	489	486	497		
Afgrøder i omdrift, i alt	2.286	2.316	2.308	2.295	2.295		
Vedv. græs, incl. ekst. vedv. græs	161	158	230	226	219		
Brak+udyret	198	176	196	184	178		
Frugt, gønt juletræer, andet	27	27	43	41	39		
Korrektion – ekstensiv græs	77	77					
Korrektion – juletræer	13	13					
Total areal	2.761	2.767	2.777	2.746	2.731	2.680	2.640

Med henvisning til afsnit 2.5 vedr. normreguleringsystemet vil udtagning af et areal medføre øget kvælstofforbrug på det øvrige areal, hvorved kvælstofudvaskningen vil være omtrent uændret.

Udviklingen i afgrødefordelingen frem til 2015 vil være påvirket af prisudviklingen, og prognosen er derfor meget usikker. Yderligere analyse heraf er ikke medtaget i dette notat.

CAP- reformen

Med indførelsen af enkeltbetalingsordningen i 2005 var det som nævnt ovenfor forudsat, at der ville ske en ekstensivering af landbrugsarealet. Tabel 11 viser imidlertid, at arealet med henholdsvis salgsafgrøder og grovfoder i omdrift har været omtrent uændret i perioden fra 2003 til 2007. Ekstensivering af det dyrkede areal er således udeblevet.

Konklusion

Det konkluderes, at udtagning af arealer til veje, bebyggelse m.m. vil forløbe som forventet i VMPIII, men på grund af udformningen af normreguleringsystemet vil dette ikke vil have nogen effekt på kvælstofudvaskningen. Endvidere konkluderes, at den forventede ekstensivering af landbrugsarealet ikke er sket.

Braklægning og udtagning

Den udtagningsspligtige brak udgjorde i 2007 148.000 ha, mens frivillig brak, her defineret som MVJ-ordninger og vildtagre, tilsammen udgjorde ca. 15.000 ha. Dertil kommer ca. 12.000 ha som er klassificeret som udyrket i enkeltbetalingsordningen.

I 2008 ophørte udtagningsspligtigheden midlertidigt. Det førte til, at arealet med brak på tidligere udtagningsspligtige arealer faldt med ca. 83.000 ha. Den frivillige brak steg med ca. 500 ha, mens arealet klassificeret som udyrket faldt med ca. 1.000 ha.

I nærværende prognose frem til 2015 forudsættes, at ophør af udtagningsspligtigheden bliver permanent. Ud fra en analyse af de forventede effekter for landbrugserhvervet af sundhedstjekket af EU's landbrugspolitik skønner DJF, FOI og DMU (baggrundsnotat 14) at, af de 148.000 ha udtagningsspligtige braklagte arealer i 2007 vil på sigt

- 80.000-120.000 være i omdrift
- 0-20.000 ha være vedvarende græs
- 20.000-60.000 ha fortsat være udyrket.

Med henvisning til afsnit 2.5 vedr. normreguleringsystemet vil inddragelse af et brakareal til dyrkning medføre et mindre kvælstofforbrug på det øvrige areal., hvorved kvælstofudvaskningen vil være omtrent uændret. I notatet fra DJF, FOI og DMU (baggrundsnotat 14) vurderes således, at permanent ophør af brakordningen efter to år vil medføre en øget udvaskning på 300-500 tons N.

Det konkluderes, at permanent ophør af brakordningen efter to år kun vil have begrænset indflydelse på kvælstofudvaskningen.

Det økologiske areal

Økologisk jordbrug indgik som et virkemiddel i VMP II, men er ikke et virkemiddel i VMPIII. Effekten af udviklingen i økologisk jordbrug er indeholdt i opgørelserne over kvælstofudvaskning og landbrugets kvælstof- og fosforbalancer. Her opgøres effekten på kvælstofudvaskningen specifikt.

I løbet af perioden 2003-2007 er antallet af økologiske bedrifter faldet med ca. 900. Det økologiske areal inkl. omlægningsarealer er faldet i perioden 2003-2006, mens der i 2007 igen er sket en lille stigning. Samlet set er det økologiske areal faldet med ca. 20.000 ha. Fødevarøkonomisk Institut vurderer, at der fremover vil ske en vækst i det økologiske areal, således at arealet i 2011 vil være godt 20.000 ha større end i 2003 (baggrundsnotat 9).

DJF har gennemført en ny vurdering af effekten af økologisk jordbrug set i forhold til kvælstofudvaskningen fra et konventionelt jordbrug i 2003 (baggrundsnotat 10). Det vurderes, at økologisk planteavl medfører en øget udvaskning på 7 kg N/ha, mens økologisk kvægdrift medfører en reduktion i udvaskningen på 43 kg N/ha. Ved en vægtning mellem de to driftstyper vurderes, at den gennemsnitlige effekt ved omlægning til økologisk jordbrug medfører en udvaskningsreduktion på 17 kg N/ha.

Det vurderes på denne baggrund, at udvaskningen på landsplan er steget med 340 tons N fra 2003 til 2007 som følge af nedgangen i det økologiske areal. Effekten af økologisk drift medtages ikke i prognosen for udviklingen fra 2007 og frem til 2015, idet økologisk drift forventes at indgå som et virkemiddel under Vandplanarbejdet.

Tabel 12. Udviklingen i økologisk jordbrug 2003-2007 (Data fra Plantedirektoratet)

	2003	2004	2005	2006	2007
Antal autoriserede bedrifter	3.510	3.034	2.892	2.662	2.607
Økologisk dyrkede arealer og omlægningsarealer, ha	165.148	156.881	147.482	141.019	145.393

Husdyrholdet og fodringspraksis

Udvikling i husdyrholdet

For svin har der i årene 2003-2007 været nogle svingninger i bestanden og antallet af slagtninger. Samlet set er antallet af søer stort set uændret fra 2003 til 2007, mens der er et fald i slagtesvinsproduktionen bl.a. som følge af en stigning i eksporten af primært smågrise. Ifølge data fra Danmarks Statistik er antallet af malkekøer faldet med ca. 9% fra 2003 til 2007, mens mælkeproduktionen er faldet med ca. 1%.

Fødevarerøkonomisk Institut vurderer, at produktionen af slagtesvin vil stige i 2009, hvilket betyder flere slagtninger frem mod 2015. Også eksporten af smågrise forventes at stige lidt fra 2007 til 2015. Endvidere forventer Fødevarerøkonomisk Institut, at mælkeproduktionen stiger med 0,6% om året frem til 2015. Denne stigning i produktionen betyder sammen med en højere mælkeydelse pr. ko, at der stadig vil ske en lille reduktion i bestanden af malkekøer. Der forventes også en lille reduktion i andet kvæg, fx ungtyre (tabel 13) (baggrundsnotat 9).

Tabel 13. Oversigt over udviklingen i husdyrproduktionen 2003-2007, samt prognose for udviklingen frem til 2015. Prognosen er foretaget af Fødevarerøkonomisk Institut (baggrundsnotat 9)

	Statistiske data		Prognose		
	2003	2007	2008	2011	2015
Husdyr (1.000 stk)					
Bestand af svin	13.300	13.890	12.500	13.000	13.500
- heraf søer	1.130	1.180	1.055	1.070	1.080
Slagtninger i DK ¹⁺²⁾	24.400	21.400	20.500	21.200	22.000
Eksport af grise	1.935	4.900	5.300	5.500	5.500
Kvæg ³⁾	1.770	1.519	1.513	1.495	1.471
- heraf malkekøer	605	545	543	537	527

¹⁾ Produktion af slagtesvin er slagtninger af slagtesvin, søer m.m. Eksport af levende svin til slagtning i udlandet består primært af smågrise på 15-50 kg., 20% er slagtesvin og søer.

²⁾ Prognose Danish Meat Association.

³⁾ Omfang af handyr kan falde mere end angivet, men dette fald indgår ikke i denne tabel.

Udvikling i gødningsproduktionen 2003-2007 og effekt på kvælstofudvaskningen

Husdyrgødningens indhold af næringsstoffer afhænger af mange forhold, Den mest betydende faktor ved beregningen af næringsstofudskillelsen fra dyrene er bidraget fra fodringen, mens den mængde der bringes ud på markerne er afhængig af stalddtype, lagerforhold og anvendelsen af halm.

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet har beregnet husdyrgødningens indhold af næringsstoffer på landsplan ved hjælp af normtal for næringsstofudskillelse (pr. produceret enhed) multipliceret med antallet af dyr for perioden 2003-2007 (tabel 14). I denne periode er den samlede gødningsproduktion fra dyrene faldet, men, samtidig er stald- og lagertabet reduceret som følge af indførte restriktioner til begrænsning af emission af ammoniak. Således er den mængde, der bringes ud på markerne, steget med 5.000 tons N. Ændringen fordeler sig med en stigning på 3.400 tons N for andre husdyr end svin og kvæg, en stigning på 2.700 tons N for kvæg og et fald på 900 tons N for svin.

Tabel 14. Produktion af husdyrgødning ab lager, 2003-2007, opgørelser fra DJF

	2003	2004	2005	2006	2007
	----- 1000 tons N -----				
kvæg	115	109	107	108	118
svin	101	105	103	96	100
andet	16	16	17	16	19
I alt	232	230	227	217	237

Det er især reduktion i husdyrgødningens organisk bundne kvælstof, der giver anledning til reduktion af kvælstofudvaskningen, idet det antages, at reduktion i den uorganiske fraktion erstattes af handelsgødningskvælstof. DJF har opgjort, at der i perioden 2003-2007 er en nedgang i den faste del af gødningen for kvæg på 1.100 tons N og en stigning for svin på 1.000 tons N. Det er mere usikkert, hvor stor ændringen er for andre dyr, men denne skønnes at udgøre en stigning på ca. 1.200 tons N (40% af stigningen i ab lager mængden). Det vurderes jf. afsnit 5.1, at udvaskningen reduceres med ca. 20% af ændringen i organisk bundet kvælstof svarende til en stigning i udvaskningen på ca. 250 tons N.

Endvidere vil ændring i ammoniaktab have en effekt på kvælstofudvaskningen. DMU vurderer, at der i perioden 2003-2007 er sket en reduktion i den samlede ammoniakfordampning fra stald og lager på 2.900 tons N og ved udbringning og afgræsning på 2.800 tons N (baggrundsnotat 7). Det vurderes, at ca. 25% af ammoniakfordampningen tilføres jorden igen ved nedfald fra atmosfæren, og at ca. 40% heraf udvaskes (Plantedirektoratet 2008), svarende til en reduktion i udvaskningen på ca. 570 tons N. Samlet set fører det til en reduktion i kvælstofudvaskningen som på ca. 300 tons N frem til 2007.

Udvikling i gødningsproduktionen 2003-2015 og effekt på kvælstofudvaskningen

DJF vurderer at der i hele perioden 2003-2015 vil ske et fald i indholdet af kvælstof i husdyrgødningen fra svin og malkekøer på omkring 8% (beregnet som ab dyr-værdier) som følge af ændring i fodringspraksis og husdyrproduktion. Reduktionen i den mængde husdyrgødning der bringes ud på markerne vil antagelig være mindre, idet der også forventes forbedringer i stald- og lagersystemer, og deraf følgende mindre stald- og lagertab.

DJF vurderer på ovennævnte baggrund at der i perioden 2008-2015 vil ske en reduktion i total udskillelse af kvælstof fra kvæg og svin på henholdsvis 4.600 tons N og 11.700 tons N. Heraf vurderes reduktion i fast gødning at udgøre henholdsvis 90% og 25%, svarende til en samlet reduktion i fast gødning på ca. 7.050 tons N. Antages det, at udvaskningen reduceres med ca. 20% af ændringen i organisk bundet kvælstof (jf. afsnit 5.1), vil udvaskningen reduceres med ca. 1.400 tons N.

Det er ikke muligt at kvantificere, hvorledes udviklingen vil forløbe mht. staldsystemer frem til 2015. Derfor anvendes samme antagelser om halmforbrug, stald- og lagertab og ammoniakfordampning som i 2007, hvilket naturligvis er medvirkende til at prognosen er særdeles usikker. I 2007 udgjorde ammoniakfordampningen fra stald og lager for kvæg og svin henholdsvis 8 og 14% af total ab dyr-udskillelsen mens ammoniakfordampning ved udbringning og afgræsning var ca. 7% af den gødning, der udbringes eller lægges på marken ved afgræsning. Reduktion i ammoniakfordampningen fra stald og lager for perioden 2008-2015 kan herved opgøres til ca. 2.000 tons N og ved udbringning og afgræsning til ca. 1.000 tons N. Det vurderes, at ca. 25% af ammoniakfordampningen tilføres jorden igen ved nedfald fra atmosfæren, og at ca. 40% heraf udvaskes. Dette fører til en reduktion i udvaskningen på ca. 300 tons N. Den samlede reduktion i kvælstofudvaskningen som følge af forbedret fodringspraksis og produktion vurderes herved at udgøre 1.700 tons N i perioden 2008 til 2015.

For hele perioden 2003-2015 vurderes effekten af husdyrproduktionen og forbedret fodringspraksis med stor usikkerhed at føre til en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 2.000 tons N.

Generel skærpelse af krav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning

I afsnit 5 findes en gennemgang af mulighederne for at øge udnyttelseskravet for kvælstof i husdyrgødning frem mod 2015. Det vurderes, at det er muligt at skærpe kravet for dybstrøelse, fast gødning, fjerkrægødning og minkgylle. Implementering af dette krav vil medføre en reduktion i handelsgødningsforbruget på op til 4.700 tons N. Hvis der regnes med, at 33% heraf udvaskes, vil dette give en reduktion i kvælstofudvaskningen på op til 1.600 tons N.

Samlet effekt af tiltag i VMPIII og den forventede udvikling i landbruget frem til 2015

Opnået reduktion i kvælstofudvaskningen 2004-2007

I tabel 15 er den samlede vurderede effekt af VMPIII-tiltagene og den generelle udvikling i landbruget opgjort til en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 1.200 tons N pr. år for perioden 2004-2007. Modelberegninger af kvælstofudvaskningen kunne ikke påvise en ændring i denne periode. Det skal anføres, at den i tabel 15 opgjorte effekt ligger indenfor usikkerhederne på modelberegningerne. Endvidere skal bemærkes at modelberegningerne ikke indeholder effekten på kvælstoffjernelse fra de etablerede vådområder.

Tabel 15. Opnået implementering og effekt på kvælstofudvaskningen af VMPIII tiltag i 2007

	2004-2007	
	Areal (ha)	Red. N-udvask. (Tons N)
Udvikling i landbruget		300
Økologisk jordbrug		-340
Skovrejsning	8.161	0
Vådområder (iværksat under VMP II)	2.443	600
Yderligere MVJ, herunder vådområder	284+58	75
Øget krav til efterafgrøder	13.000	420
Stramning til kravet af minkgødning		130
I alt		Ca. 1.200

Prognose for effekt af VMPIII frem til 2015

Generelt er det blevet vanskeligere at forudsige udviklingen på grund af store udsving i priser mv. Der er derfor meget stor usikkerhed forbundet med prognosen. Dertil kommer, at implementeringen af vandrammedirektivet og Miljømålsloven også vil påvirke udviklingen. Prognosen for 2015 har således karakter af et teoretisk og meget usikkert skøn.

Den vurderede prognose for effekten af VMPIII-tiltagene og den generelle udvikling i landbruget er vurderet til en reduktion i kvælstofudvaskningen på godt 5.000 tons N pr år for perioden

2004-2015 (tabel 16). Dette skal ses i forhold til en forventet effekt i VMPIII på størrelsesordenen i 18.000 tons N. Herudover er det i VMPIII anført, at det ved midtvejsevalueringen i 2008 skal vurderes om det er muligt at øge udnyttelseskravet for husdyrgødning med 4,5-5%. I nærværende analyse vurderes dette kun muligt for dybstrøelse, fast gødning, fjerkrægødning og minkgødning. Hvis udnyttelseskravet øges for disse gødningstyper vurderes det at kvælstofudvaskningen vil reduceres med ca. 1.600 tons N. Dette skal ses i forhold til at der forlods er indregnet en effekt af tiltaget på 2.900 tons N i VMPIII i årene 2010-2015.

Af de iværksatte tiltag vurderes VMP II-vådområder og stramning i krav til udnyttelse af minkgødning at leve op til forventningerne, mens øvrige tiltag vurderes at give mindre effekt end forudsat.

Tabel 16. Oversigt over forudsætninger vedr. arealimplementering og reduktion i kvælstofudvaskning i VMPIII samt prognosen frem til 2015

	Forventning i VMPIII 2004-2015		Prognose 2004-2015	
	Areal (ha)	Red. N- udvask. (tons N)	Areal (ha)	Red. N- udvask. (tons N)
Udvikling i landbruget		11.200		2.000
Skovrejsning	22.800	900	22.800	0
Vådområder (iværksat under VMP II)	4.000	1.050	4.000	980
Yderligere MVJ, herunder vådområder	4.000	400	-	150-250
Øget krav til efterafgrøder	125.000	4.600	70.000	2.000
Stramning til kravet af minkgødning		100		130
I alt		Ca. 18.000		Ca. 5.300
Generel skærpelse af krav til udnyttelse af husdyrgødning med 4,5-5%		2.900		1.600
Ophør af braklægningsordningen				-(300-500)

Øget krav til udnyttelse af husdyrgødning som virkemiddel

I Danmark tilføres landbrugsarealet i gennemsnit årligt ca. 85 kg N/ha i husdyrgødning, men der er store regionale forskelle. I midtferjerne var udnyttelsen af denne tilførsel meget ringe og tabene meget store. Regler for opbevaring, udbringningsmetode og -tidspunkt samt gødningsreglernes krav om, at fx svinegyde skal indgå med 75% effekt i gødningsregnskabet, betyder, at husdyrgødning i dag bruges på en måde, så gødningsvirkningen bliver langt højere, og tabene ved udvaskning og ammoniakemission bliver langt mindre i dag end dengang.

Den udvaskningsreduktion, der er opnået i VMPI og II, skyldes overvejende denne indsats, og som led i VMPIII skal det ved midtvejsevalueringen vurderes, om der er grundlag for skærpelse af kravene til udnyttelse af husdyrgødningen.

Merudvaskning ved brug af husdyrgødning

Indledningsvis vurderes, hvor stor merudvaskning af kvælstof brugen af husdyrgødning forårsager i dag.

Effekten af at bruge husdyrgødning, både hvad angår gødningsvirkning og kvælstofudvaskning, kommer ad to veje: dels fra ammonium og let omsætteligt organisk bundet kvælstof, der er til rådighed allerede første vækstsæson, dels fra den frigørelse der sker ved omsætning af langsomt omsætteligt organiskbundet kvælstof, den såkaldte eftervirkning. Eftervirkningen udløses løbende gennem mange (over 100) år.

Petersen et al. (2005) har med modellen FASSET beregnet, at merudvaskningen over et halvtreds års-perspektiv ved at bruge 100 kg N i svinegyde i stedet for 75 kg N i handelsgødning er ca. 5,0

kg N. Mer-udvaskningen skyldes tilførsel af organisk bundet kvælstof. Ud fra gyllens indhold af organisk bundet kvælstof kan effekten af et kg organisk bundet kvælstof opgøres til en ændring af udvaskningen på 0,2 kg N, forudsat der følges op med en kompenserende ændring af handelsgødningsforbruget.

Medens der således må regnes med en merudvaskning på i størrelsesordenen 5 kg N ved udbringning af 100 kg N i svinegylle, er det vanskeligere at vurdere, hvor stor merudvaskningen er ved udbringning af kvæggylle. Indholdet af langsomt omsætteligt organisk bundet kvælstof er godt 50% højere i kvæggylle end i svinegylle, og da det er denne fraktion, der forårsager merudvaskningen, så taler det for en større merudvaskning fra kvæggylle. På den anden side er der flere afgrøder med lang vækstsæson på kvægbrugsbedrifter, og det mindsker risikoen for, at denne kvælstoffraktion giver merudvaskning i forhold til handelsgødning. Derfor er det usikkert om der reelt vil være større merudvaskning fra kvæg- end fra svinegylle

Basis for øgede udnyttelses krav

En opgørelse af gængs teknologi og dens anvendelse på husdyrgødningsområdet (baggrundsnotat 11) viser, at den gødningseffektivitet, der kan opnås i praksis, typisk er lig med udnyttelseskravet for de dominerende gødningstyper, kvæg- og svinegylle (tabel 17). En stramning af udnyttelseskravet her vil derfor umiddelbart virke som en ekstra stramning af kvælstofnormen rettet alene mod husdyrbruget. For andre gødningstyper er det muligt at opnå en højere udnyttelse end det nuværende udnyttelseskrav.

Dybstrøelse omfatter (eksklusiv fjerkræ) 25.000 tons N, og en stramning på 5% vil reducere handelsgødningsforbruget med 1.250 tons N.

Fast gødning + ajle omfatter 16.000 tons N. Gennemføres en stramning som anført, svarer det til 3% eller en reduktion af handelsgødningsforbruget på 480 tons N.

Pelsdyrgylle omfatter 4.700 tons N, og en stramning på 5% (ud over den stramning der blev implementeret i 2004/05) vil reducere handelsgødningsforbruget med 240 tons N.

Det skønnes at ca. 5% af gyllen behandles i biogasanlæg. Hvis der kræves 80% udnyttelse heraf, vil det reducere handelsgødningsforbruget med 340 tons N.

Det vides ikke, hvor store gyllemængder der forsures i dag, men der er tale om ret begrænsede mængder.

Fjerkrægødning omfatter 8.000 t N. Langt hovedparten er på fast form, medens kun 2,5% angives at være på flydende form som gylle. Begge former for fjerkrægødning har potentiale for en meget høj førsteårs virkning; men det er et problem for gødningen på fast form, at den høje udnyttelse kun kan opnås, hvis den nedbringes forud for vårsæd i foråret. Hvis den skal udbringes i vintersæd, skal den enten udbringes om efteråret, hvor der vil ske en meget stor udvaskning, eller på den etablerede afgrøde om foråret, hvor den vil give en meget stor ammoniakfordampning. Det er altså et spørgsmål, om man vil kræve en høj udnyttelse, der kun kan opnås i vårsæd, eller om man accepterer en lav udnyttelse, der er foreneligt med de mest udbredte sædskifter. Vælges krav om høj udnyttelse, øger det kravet med i gennemsnit 30%, og det vil reducere handelsgødningsforbruget med ca. 2.400 tons N.

Gennemføres de beskrevne stramninger vil handelsgødningsforbruget blive reduceret med op til 4.700 tons N.

Tabel 17. Andele af det totale indhold af kvælstof i husdyrgødning, der skal anvendes ved beregning af forbruget af kvælstof i husdyrgødning (udnyttelseskrav) (§21 i Gødskningsbekendtgørelsen, 2008, jf. Gødskningsloven, 2006), samlet gødningsvirkning af N i husdyrgødning, samt differens

Gødningstype	Udnyttelseskrav [%]	Samlet gødnings-virkning af N [%]	Differens [%-point]
Svinegylle	75	75	
Kvæggylle	70	70	
Minkgylle	70	= svinegylle	+5
Fjerkrægylle/gødning	70	80**	+10/30***
Ajle	65	85	+20
Fast gødning	65	55	-10
Dybstrøelse	45	50	+5
Anden husdyrgødning	65		
Væskefraktion fra separering *	85	85	
Gylle fra biogasanlæg****		Minimum 80	+5
Forsuret gylle		85 (svin) / 80 (kvæg)	+10

* Et selvstændigt udnyttelseskrav til væskefraktionen, hvor næringsstofferne i fiberfraktionen fra separeret gylle afsættes til forbrænding, og derved udtages fra jordbrugets næringsstofkredsøb.

**Den samlede gødningsvirkning er anført for fast staldgødning, dybstrøelse og gylle under et.

***De 10% er differensen for fjerkrægylle, de 30% er differensen for fjerkræ gødning under et.

**** Gødskningsbekendtgørelsen (2008 og tidligere) indeholder ikke et selvstændigt udnyttelseskrav fra afgasset gylle. Kravet er indirekte, idet det kan fastsættes som for svinegylle, og fremgår af Gødskningsloven (2006).

Derudover er mulighederne for at reducere udvaskningen gennem øget brug af teknologi på husdyrgødningsområdet stærkt begrænset.

Ved øget brug af nedfældning eller forsuring af gylle kan ammoniaktabene ved udbringning og fra stald mindskes. Hvis ikke udnyttelseskravet samtidigt øges, betyder det øget kvælstofudvaskning. Hvis udnyttelseskravet øges, og muligheden for at bruge handelsgødning reduceres præcis lige så meget som ammoniaktabet mindskes, så vil både afgrødens gødskningsstilstand og kvælstofudvaskningen fra det areal, hvorpå gødningen udbringes, være uændret.

Teknologi til nedsat ammoniakfordampning er vigtig for at reducere de problemer, ammoniakken giver ved nedfald på naturarealer og i det marine miljø, men den er ikke effektiv til at mindske udvaskningen af kvælstof fra de dyrkede arealer. Hvis øget brug af teknologi, der mindsker ammoniakfordampningen, ikke følges af øgede udnyttelseskrav, så vil udvaskningen øges.

Derimod vil teknologier, der medfører, at der med gødningen udbringes reducerede mængder organisk stof og dermed mindre svært udnytteligt organisk bundet kvælstof, betyde, at udnyttelseskravet for det resterende kvælstof kan øges og udvaskningen reduceres. Tabel 18 viser hvilken effekt der kan opnås, idet det også her er en forudsætning, at der følges op med øgede udnyttelseskrav.

Tabel 18. Effekt af at, behandle gylle i biogasanlæg og/eller separere samt afbrænde fiberrest. Effekten er opgjort som reduceret N-udvaskning i kg N/ha ved udbringning af en gyllemængde, der svarer til 100 kg N/ha i ubehandlet gylle, og det forudsættes at udnyttelseskravet defineres i forhold til gyllebehandlingen

Svinegylle*	Udvaskningsreduktion (kg N) pr 100 kg husdyrgødnings-N	
	Lerjord	Sandjord
Bioforgasning	1,4	2,8
Bioforgasning + Afbrænding af fiber	2,8	5,2

*Kvæggylle har et større indhold af organisk kvælstof, derfor er effekten op til 50% større afhængigt af sædskiftet.

Effekt af tiltag vedrørende fosforudledning

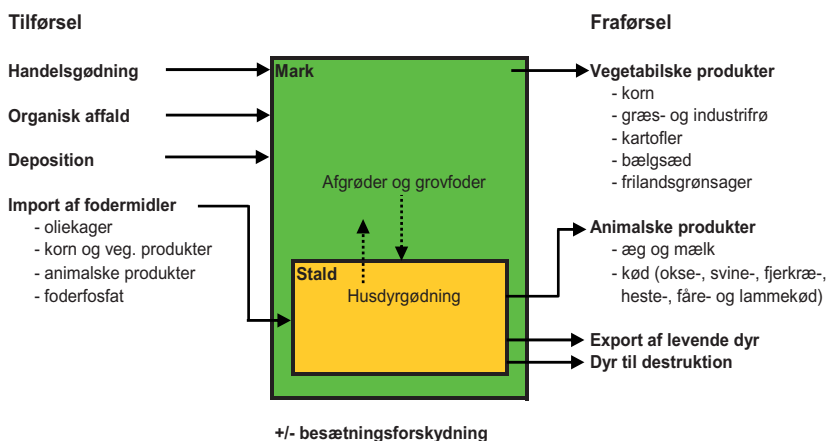
Effekt af tiltag for halvering af fosforoverskuddet

Fosforoverskuddet skal i henhold til VMPIII-aftalen være reduceret med 25% i 2009 og med 50% i 2015 i forhold til 2001/02. Reduktionen søges opnået via en generel forbedring af fosforbalancen på 3.000 tons P samt via en afgift på foderfosfat, som trådte i kraft d. 1. april 2005.

Der gives her en summarisk gennemgang af udviklingen i fosforoverskuddet og anvendelsen af foderfosfat i perioden 2001/02 indtil 2007/08 samt en prognose for udviklingen frem til 2015. For en mere uddybende beskrivelse henvises til baggrundsnotat 12 vedr. udvikling i fosforoverskud og forbrug af foderfosfat.

Udviklingen i fosforoverskuddet

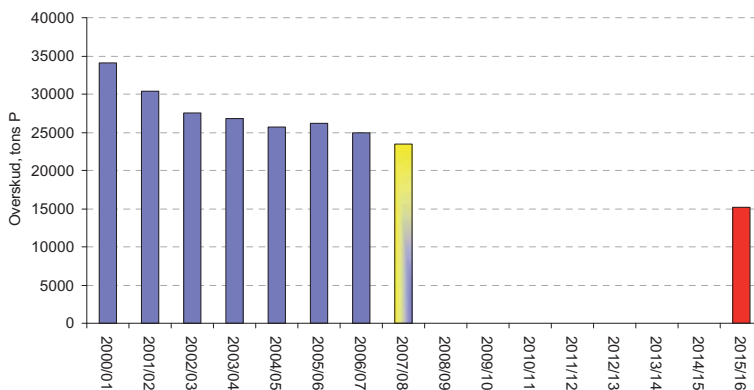
Baseret primært på opgørelser fra Danmarks Statistik og fra SKAT, som administrerer fosforafgiften, beregnes fosforoverskuddet på grundlag af en national bedriftsbalance for landbrugssektoren, hvor differensen mellem posterne for tilførsel og fraførsel i Figur 1 udgør overskuddet.



Figur 1. Poster i bedriftsbalancen til beregning af fosforoverskud

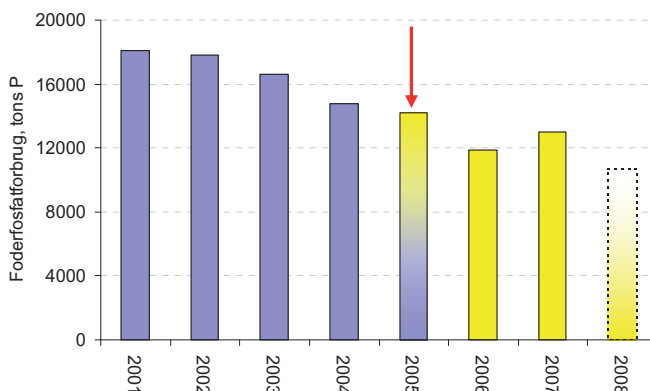
Udviklingen i fosforoverskuddet (3 års glidende gennemsnit) i perioden 2000/01 til 2007/08 er vist i Figur 2, idet det bemærkes, at det sidste driftsår er baseret på delvist anslåede værdier; dvs., for poster i bedriftsbalancen, hvor der ikke foreligger data, er værdier fra foregående år anvendt. Om baggrundsdata for overskuddet kan nævnes, at den samlede tilførsel med handelsgødning, organisk affald og fodermidler er faldet med ca. 4.000 tons P i perioden fra basisåret 2001/02 til 2007/08. Inden for samme periode er fraførsel med vegetabiliske og animalske produkter steget med henholdsvis ca. 1.000 og 1.500 tons, hvilket resulterer i et samlet fald i overskuddet på ca. 6.500 tons P.

Det betyder, at fosforoverskuddet i perioden er reduceret med 23%, og fortsætter tendensen, som antydtes i Figur 2, vil overskuddet i 2008/09 og 2009/10 være reduceret med henholdsvis 30 og 32% i forhold til basisåret 2001/02. Således synes målet på 25% reduktion i 2009 at være nået.



Figur 2. Fosforoverskud (3 års glidende gennemsnit) i perioden 2000/01-2007/08, hvor det sidste år er baseret på delvist anslåede værdier (se tekst). Rød søjle angiver VMPIII målet i 2015

En væsentlig del af årsagen til faldet i overskuddet skyldes, at forbruget af foderfosfat er reduceret betydeligt i perioden (Figur 3).



Figur 3. Udviklingen i forbruget af foderfosfat 2001-2008. For årene indtil 2005 er forbruget genberegnet ud fra normal og total foderforbrug (blå søjler). Efter indførelse af fosforafgiften (pil) til første halvdel af 2008 er forbruget baseret på opgørelser fra SKAT (gule søjler)

Det ses, at der allerede i perioden før indførelse af fosforafgiften (1. april 2005) skete et betydeligt fald i forbruget af foderfosfat. I 2007 steg forbruget imidlertid igen, sandsynligvis som følge af forventningen om prisstigninger, hvorfor der i sidste halvdel af året blev købt ekstra ind. Opgørelser fra SKAT viser, at der i sidste halvdel af 2007 var et forbrug på 6.800 tons P og i første halvdel af 2008 på kun 5.300 tons. Faldet i forbruget af foderfosfat skyldes, at der løbende sker en optimering af fodringsanbefalinger som følge af ny viden om husdyrenes fysiologiske behov for fosfor. Samtidig går udviklingen i retning af at optimere tilsætningen af enzymet fytase, der øger udnyttelsen af foderets naturlige indhold af fosfor, og det vurderes, at fytase-doseringen vil stige i de kommende år, således at forbruget af foderfosfat forventes at falde med ca. 1.000 tons P pr. år. Af hensyn til dyrenes sundhed er der dog en nedre grænse for, hvor meget foderfosfatforbruget kan reduceres. Med den nuværende husdyrproduktion er denne grænse ca. 6.000 tons P.

Hvis fosforoverskuddet skal halveres frem mod 2015 kræver det at forbruget af foderfosfat skal falde med ca. 1.000 tons P pr år i perioden fra 2008 til 2015, såfremt alle øvrige poster i bedriftsbalancen er uændrede i forhold til 2008. Det er dog særdeles vanskeligt at forudsige fremtidens husdyrproduktion, som i høj grad vil være påvirket af prisudviklingen. Hertil kommer, at forbruget af fosfor i handelsgødning også vil være påvirket af prisudviklingen, hvorfor prognosen for 2015 skal tages med et stort forbehold.

Randzoner

Dyrkningsfrie randzoner langs vandløb og søer tilbageholder fosfor fra de bagvedliggende arealer og beskytter vandløbs- og søbrinkerne mod erosion, hvorved udledningen af fosfor reduceres.

I VMPIII-aftalen blev det aftalt, at der skulle udlægges 30.000 ha 10 m dyrkningsfrie randzoner langs naturlige og målsatte vandløb og søer frem mod 2009 samt yderligere 20.000 ha frem mod 2015. I aftalen er det endvidere forudsat, at randzonerne etableres ved frivillig omplacering af brak langs søer og vandløb, og der er indført et særligt MVJ-tilskud til etablering af braklagte randzoner.

Data fra FEVR viser, at der i perioden 2005-2008 var etableret yderligere ca. 700 ha MVJ-braklagte randzoner.

Grontmij, Carl Bro (2008) har for Miljøministeriet og Fødevareministeriet udarbejdet en analyse af arealanvendelsen for 2004 og 2006 i et 10 m bredt randzoneareal langs vandløb og søer over 100 m². I det undersøgte areal indgår også de 2 m lovpligtige dyrkningsfrie randzoner langs naturlige og højt målsatte vandløb og søer.

Hovedresultaterne fra undersøgelsen viser, at der fra 2004 til 2006 var en nedgang i udyrkede randzoner på i størrelsesordenen 4.000 ha. Det vil sige, at der er færre dyrkningsfrie randzoner i 2006 end ved starten af VMPIII perioden.

Tablet 19. Udvikling i arealet med dyrkede og udyrkede 10 m randzoner langs vandløb og søer større end 100 m² fra 2004 til 2006 (Carl Bro, 2008)

	2004 ha	2006 ha
Udyrket	104.006	99.954
Dyrket	36.730	39.397
Total	140.736	139.351

I Carl Bro's undersøgelse var der i 2004 ca. 37.000 ha dyrkede 10 m randzoner. Carl Bro oplyser at en række ekstensivt dyrkede arealer som i deres undersøgelser indgår som udyrkede randzoner ifølge Fødevareministeriets definition skal flyttes til kategorien dyrkede randzoner. Carl Bro vurderer herved, at der i 2004 var 50.000 ha dyrkede 10 m randzoner til rådighed for omlægning til dyrkningsfrie randzoner.

I kategorien af udyrkede randzoner indgår både i 2004 og 2006 braklagte arealer. Med permanent ophør af braklægningsordningen forventes arealet med dyrkningsfrie randzoner at falde yderligere.

Konklusion

Arealet med 10 m dyrkningsfrie randzoner er faldet siden 2004, og hvis ophør af braklægningsordningen gøres permanent forventes arealet at falde yderligere. Det vurderes herved, at målet om en yderligere udlægning af 50.000 ha dyrkningsfrie randzoner langtfra vil blive opfyldt.

Effekt på vandmiljøet

Effekt af kvælstof og fosfor i vandmiljøet

Nitrat fra marker siver fra planternes rodzone videre enten til grundvandet eller via dræn og overfladenære jordlag til vandløb. Fosfor kan transporteres fra marker med nedsvivende vand til dræn eller overfladenære jordlag og videre til vandløb, eller det kan transporteres fra marker og vandløbsbrinker via erosion til vandløb.

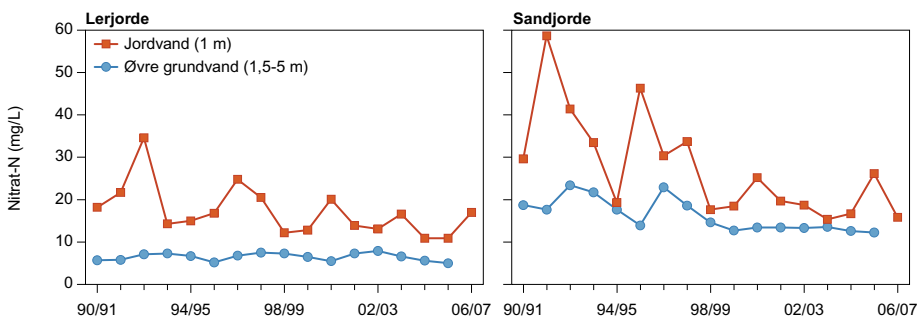
For høje koncentrationer af kvælstof gør grundvandet uegnet som drikkevand. Kvælstof, som afstrømmer til vandløb, har ikke den store indflydelse på vandløbenes økologiske tilstand, men vandløbene transporterer kvælstof videre til søer, fjorde og kystområder. I de fleste søer er det fosfor, som regulerer planteproduktionen, selvom også kvælstof kan have betydning i nogle søtyper. I det marine miljø er det kvælstof, der har størst betydning for regulering af planteproduktionen. Store tilførsler af næringsstoffer giver anledning til høj produktion af planteplankton og alger. Når algerne synker ned på bunden og rådner, så øges iltforbruget, og lave iltkoncentrationer i vandet påvirker plante- og dyrelivet negativt.

Der er sket en reduktion i kvælstof- og fosforindholdet i de fleste marine områder, men dette har endnu ikke ført til markante og generelle forbedringer i plante- og dyrelivet. Igennem en årrække har de fastsatte miljømålsætninger for langt de fleste fjorde og kystvande ikke været opfyldt. For de åbne havområder blev det i 2004 vurderet, at miljømålsætningen generelt var opfyldt i Skagerrak og de åbne dele af Nordsøen og tæt på at være opfyldt i det nordlige og centrale Kattegat. For de øvrige danske farvande blev det vurderet, at målsætningerne ikke var opfyldt (Ærtebjerg, 2007).

Udvikling i kvælstofindholdet i vandmiljøet

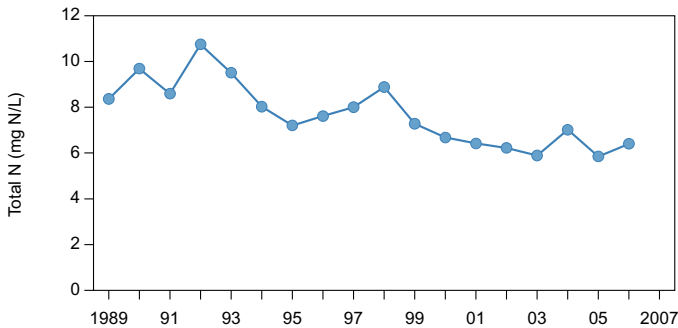
Ved slutevalueringen af VMP II blev det vurderet, at kvælstofudvaskningen fra de dyrkede arealer var reduceret med ca. 48% fra midt 1980'erne og frem til 2003.

Næringsstoftransporten i vandets kredsløb og vandmiljøets tilstand vurderes løbende i NOVANA, det Nationale Overvågningsprogram. Kvælstofkoncentrationen i det vand, der forlader rodzonen i landovervågningsoplandene, er vist i Figur 4. Selvom den nedbørskorrigerede udvaskning varierer betydeligt fra år til år, er der et signifikant fald siden 1990 (Grant et al., 2007). Faldet er størst på sandjorde i forhold til lerjorde. Et tilsvarende fald kan påvises i det øvre grundvand på sandjord, men ikke på lerjord.



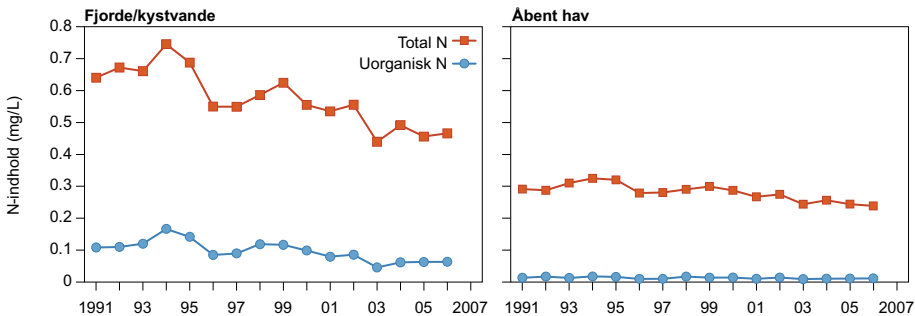
Figur 4. Kvælstofindholdet i rodzonevand og øvre grundvand i landovervågningsoplande på lerjord og sandjord. Kvælstofindholdet er korrigeret for afstrømning

Den vandføringskorrigerede kvælstofkoncentration i vandløb, der afvander landbrugsoplande, er i faldet signifikant med gennemsnitlig med 31% i perioden 1989-2006 (Figur 5) (Bøgestrand, 2007). Kvælstofkoncentrationen har i det væsentlige været konstant de senere år.



Figur 5. Kvælstofindholdet i vandløb i landbrugsoplande. Kvælstofindholdet er afstrømningskorrigeret

Også i det marine miljø er der dokumenteret et signifikant fald i koncentrationen af totalkvælstof (Figur 6). Faldet er især sket omkring og efter 2000 og er størst i fjorde/kystvande. I de åbne farvande er kvælstofkoncentrationen væsentlig mindre, men også her kan faldet påvises, dog ikke for uorganisk kvælstof.



Figur 6. Kvælstofindholdet i fjorde/kystvande og åbne farvande

En opgørelse af den diffuse kvælstoftransport fra det åbne land til de marine kyst afsnit er vist i tabel 20. For perioden 1990-2005 er der beregnet reduktioner i de vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer på 32-46% for områder, som afvander til Nordsøen, Skagerrak og Kattegat, og på 42-58% for områder, som afvander til de indre farvande (Nordlige Bælt, Lillebælt, Storebælt og Østersøen). Til trods for at vandløbenes kvælstofindhold er reduceret mest i områder, der afvander til indre farvande, er det stadigvæk her, de højeste kvælstofkoncentrationer forekommer. Dette hænger sammen med, at disse områder fortrinsvis består af lerede jorder med kort transportvej ud til vandløbene.

Tabel 20. Udvikling i kvælstofkoncentrationer i vandløbsvand der strømmer til 1. ordens kystafsnit i Danmark, 1990-2005

	Overvejende jordtype i oplande	Afstrømningsvægtet N-Konc i 2005 mg/l	Reduktion 1990-2005 %
Nordsøen	Sand	2,85	32
Skagerrak	Sand	4,37	46
Kattegat	Sand	3,88	33
Nordlige Bælthav	Ler	4,86	42
Lillebælt	Ler	4,49	58
Storebælt	Ler	6,32	42
Øresund	Ler	3,86	58

Udviklingen i fosforindholdet i vandmiljøet

Fosforkoncentrationen i vandløb, der afvander landbrugsoplande, er i perioden 1989-2006 gennemsnitligt blevet reduceret med 12% (3-21%), men der forekommer både stigninger og fald. Fosforudledning fra landbrugsoplande består af bidrag fra landbruget, men også fra spildevandskilder, bl.a. spredt bebyggelse og mindre byer. I 2004 udgjorde dyrkningsbidraget ca. 40% af den samlede udledning (Bøgestrand, 2005), men der kan være store variationer fra år til år afhængig af klimaet det enkelte år. Derimod er totalfosforindholdet i det marine miljø blevet næsten halveret på grund af fosforfjernelse i spildevandet i de direkte udledninger i begyndelsen af 1990'erne (VMP I).

I VMPIII er der to målsætninger, som potentielt kan påvirke fosforkoncentrationen: en halvering af P-overskuddet i dansk landbrug og etableringen af 50.000 ha nye randzoner.

En halvering af landbrugets P-overskud medfører, at risikoen for P-tab til vandmiljøet ikke øges så meget, som hvis P-overskuddet ikke skulle halveres. Alt andet lige vil risikoen fortsat stige, men den kan pt. ikke kvantificeres.

Etablering af nye randzoner har til formål at reducere erosionstabet af P til vandmiljøet. Tiltaget har som beskrevet i afsnittet om randzoner ikke virket.

Konklusion

Målinger i det danske overvågningsprogram NOVANA viser, at siden slutningen af 1980'erne er kvælstofkoncentrationen i det danske vandmiljø faldet signifikant frem mod 2003. Derimod indikerer målingerne, at kvælstofkoncentrationen har været konstant i VMPIII-perioden, og de understøtter dermed modelberegningerne af kvælstofudvaskning (afsnit 3). For fosfor vil risikoen for øgede P-tab til vandmiljøet stige mindre som følge af indsatsen for at reducere P-overskuddet. Såfremt randzoner etableres vil dette tiltag kunne reducere P-tabet til vandmiljøet.

Klimændringer

I de hidtidige vandmiljøplaner er der ikke taget højde for effekt af fremtidige klimændringer, og vurdering af planernes effekt er i denne evaluering foretaget ud fra et gennemsnitsklima for 1990-2005.

Klimaet er imidlertid under forandring (baggrundsnotat 13). Det varmere klima i Danmark igennem de seneste årtier har forlænget vækstsæsonen med en måned og dette er medvirkende til de forandringer, der allerede nu ses i afgrødevalget i landbruget. Den eksplosive vækst i arealet med majs er således nært koblet til et varmere klima. Klimaet er tilsvarende blevet vådere (især om vinteren) over de seneste årtier. I Danmark er nedbørsmængderne således øget med 100 mm over de seneste 50 år. En fortsat udvikling mod et varmere og vådere klima øger risikoen for øgede udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet

Risikoen for øget kvælstofudledning er især knyttet til enårige afgrøder, hvor

- højere temperatur bevirker at afgrøden modner tidligere
- hurtig afmodning og højere efterårstemperatur øger mængden af kvælstof frigjort ved mineralisering af jordens organiske pulje uden for vækstsæsonen
- øget vinternefbør giver større udvaskning.

Risikoen for øget fosforudledning skyldes især, at mere intens nedbør og større nedbørmængder uden for vækstperioden antages at lette transporten af fosfor.

De forventede klimaændringer vil i forhold til de fleste andre regioner i verden stille dansk landbrug gunstigt produktionsmæssigt. Det vil øge presset for en fortsat intensiv landbrugsproduktion i Danmark og dermed også presset på naturen og vandmiljøet. Samtidigt betyder de vådere vintre, at det i stigende grad bliver vanskeligt at holde lavtliggende arealer i dyrkning.

Disse effekter vil næppe slå tydeligt igennem i VMPIII-perioden, men vil blive forstærket over de kommende årtier under de forventede klimaændringer. I 2050 forventes en temperaturstigning på 1,5-2,0 °C, således at vi får et klima, der svarer til det man har i Holland og Midt Tyskland i dag. Dette medfører konsekvenser ikke blot for landbruget, som må tilpasse sig ændringerne, men også for natur og miljø, som både direkte og indirekte vil blive påvirket af klimaændringerne. Klimaændringerne vil medføre ændrede dyrkningsmønstre i landbruget og ændrede forhold for naturen. Dette giver et behov for at revurdere samspillet mellem landbrug og natur i det danske landskab. Det forventes, at klimaændringerne vil give behov for nye og forstærkede tiltag til reduktion af kvælstof- og fosfortabene fra landbruget til vandmiljøet, hvis beskyttelsesniveauet skal fastholdes.

Ved afslutningen af VMP II var vurderingen, at vandmiljøplanerne havde reduceret emissionen af drivhusgassen lattergas svarende til 2,2 mil tons CO₂ ækv (Olesen et al., 2004). Årsagen var både det reducerede forbrug af kvælstofgødning og den effekt, det giver på emissionen, at kvælstofudvaskningen blev reduceret. Planerne har dermed haft en positiv effekt på klima udviklingen.

I forbindelse med VMPIII er der, som det fremgår af afsnit 1, hverken sket en reduktion i produktionen af husdyrgødning eller et fald i forbruget af handelsgødning. Som det fremgår af afsnit 3 og 4, er der heller ikke sket en tydelig ændring i kvælstofudvaskningen. Der er dermed ikke sket en ændring i de nøgleparametre, der sikrede en nedgang i emissionen af drivhusgas i de tidligere vandmiljøplaner.

Referencer

- Bøgestrand, J. (red.) 2007. Vandløb 2006. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 642, 96 pp.
- Bøgestrand, J. (red) 2005. Vandløb 2004. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 554, 81 pp.
- Carl Bro 2008. Kortlægning af 10 m randzoner langs målsatte og ikke-målsatte vandløb og søer over 100 m² i Danmark. 31pp. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Miljøministeriet. www.mst.dk.
- Grant, R. & Waagepetersen, J. 2003. Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser. www.dmu.dk.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G., Madsen, I., Hansen, B., Brüsch, W. & Thorling, L. 2007. Landovervågningsoplunde 2008. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 6404, 121 pp.
- Olesen J.E., Gyldenkerne, S., Petersen, S.O., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G.H. 2004. Jordbrug og klimaændringer – samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport, markbrug nr. 109, 177 pp.

- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. 2005. Vurdering af værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning. Internt notat, DJF Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø. 27 pp.
- Plantedirektoratet 2008. Afrapportering fra arbejdsgruppe for evaluering af virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt øvrige kvælstofrelaterede indsats i VMPIII aftalen.
- Vinter, F.P. & Hansen, S. 2004. SIMDEN – en simpel model til kvantificering af N₂O-emission og denitrifikation. DJF rapport. Markbrug Nr. 104, 47 pp.
- Ærtebjerg, G. (red.), 2007. Marine områder 2005-2006 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 639, 95 pp.

II. Økonomisk Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III

Brian H. Jacobsen
*Fødevareøkonomisk Institut
Københavns Universitet*

Berit Hasler & Line Block Hansen
*Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet*

Introduktion

Aftalen om Vandmiljøplan III (VMPIII) blev indgået den 2. april 2004, og den havde til formål at sikre, at der sker en reduktion i N-udvaskningen på 13% og en halvering af fosforoverskuddet. Aftalen løber frem til 2015, med en midtvejsevaluering af aftalen i 2008 og i 2011. Den teknisk-biologiske midtvejsevaluering for 2008 er foretaget af Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet. Resultaterne er nærmere beskrevet i et notat, der blev publiceret den 1. december 2008 (Waagepetersen et al., 2008). Den økonomiske evaluering i nærværende notat er foretaget af Fødevareøkonomisk Institut ved Københavns Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse, Aarhus universitet. Analysen er foretaget af seniorforsker Brian H. Jacobsen, FOI, seniorforsker Berit Hasler, DMU og Ph.d. studerende Line B. Hansen, DMU.

Målet med denne analyse er at beregne omkostningerne ved implementeringen af virkemidlerne i VMPIII med fokus på perioden 2005-2009. Det er med udgangspunkt i de beregnede effekter endvidere målet at vurdere omkostningseffektiviteten af de enkelte virkemidler. Der indgår ikke nogen egentlig værdisætning af de opnåede gevinster, ligesom positive eksternaliteter kun beskrives kvalitativt.

Udgangspunkt og indhold

Målet i aftalen er en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 21.500 tons N frem mod 2015, svarende til en reduktion på 13% i forhold til situationen efter fuld implementering af VMPII (162.000 tons N). Halvdelen af reduktionen i N-udvaskningen opnås ved ændret fodring, udtagning af landbrugsarealer og EU's landbrugsreform. Den anden halvdel af reduktionen opnås via øget etablering af efterafgrøder, øget udnyttelse af N i husdyrgødning, vådområder og skovrejsning.

Da den miljømæssige vurdering har taget udgangspunkt i udviklingen fra 2003-2007, har det her været nødvendigt at indlægge en prognose for effekter og omkostninger i 2008 og 2009. Selve aftalen omfatter 2005-2015, men nogle af vådområder og MVJ-midler opgørelserne omfatter også 2004. I bilaget til aftalen indgår 2009 to gange, men her antages det, at første periode er 2005-2009 og anden periode er 2010-2014 (alle år inklusive). Usikkerheden omkring aftalens periodisering (antallet af år) påvirker de årlige omkostninger, idet der er angivet en sum for hele perioden.

For fosfor var målet en halvering af overskuddet. Dette svarer til en reduktion på 15.300 tons P. Endvidere forventes etablering af 50.000 ha randzoner, der også bidrager til en reduktion af fosfortabet til vandmiljøet på ca. 100 tons P (Kronvang, 2009).

Table 1. Oversigt over tiltag til reduktion af kvælstofudvaskning i VMPIII. Kilde: Folketinget (2004a)

	2005-2009		2010-2015	
	Areal (ha)	Red. N-udvask (Tons N)	Areal (ha)	Red. N-udvask (Tons N)
Udvikling i landbruget		7.200		4.000
- CAP reformen				
- forbedret foderudnyttelse				
- udtagning af areal (55.000 ha)				
Skovrejsning	11.400	450	11.400	450
Vådområder (iværksat under VMPII)	4.000	1.050		
Yderligere MVJ, herunder vådområder	4.000	400		
Øget krav til efterafgrøder	40.000	2.100	85.000	2.500
Stramning til kravet af minkgødning		100		
Generel skærpelse af krav til udnyttelse af husdyrgødning med 4,5-5%				2.900
I alt		11.300		9.850

Table 2. Krav til reduktion af fosforoverskud og etablering af randzoner i VMPIII. Kilde: Folketinget (2004a)

	2005-2009	2010-2014
P overskud i 2001/02 er 30.200 tons P:		
Krav til reduktion	7.750 tons P	7.750 tons P
Krav til etablering af randzoner	30.000 ha	20.000 ha

De samlede omkostninger var i aftalen angivet til ca. 1 mia. i perioden 2005-2009 og 0,6-1,0 mia. kr. i perioden 2010-2015. Af aftalen fremgår at erhvervet forventes at betale 110-150 mio. kr. i første periode og 250-670 mio. kr. i anden periode. Den offentlige finansiering dækker resten, og den omfatter bl.a. uudnyttede midler fra VMPII (vådområder), ligesom der også indgår medfinansiering fra bl.a. EU.

Table 3. Omkostninger i alt ved etablering af VMPIII (mio. kr. pr. periode). Kilde: Folketinget (2004)

	2004-2009	2010-2014
Skovrejsning	348	348
Vådområder (2004-2005)	140	
Yderligere MVJ	375	
Efterafgrøder	50-80	100-220
Stramning af udnyttelseskravet for minkgødning	2,5	
Generel skærpelse af udnyttelseskrav		150-450
Fosforafgift	60	
I alt	976 – 1.006	598 – 1.018

Bem.: De administrative omkostninger i forbindelse med en fosforafgift og øget indsats overfor forskning indgår ikke i oversigterne

Disposition

Der tages i analysen udgangspunkt i de økonomiske opgørelser for perioden 2004-2007. På den baggrund er der givet et bud på omfanget i perioden 2005-2009. Målet i notatet er at belyse de samlede omkostninger ved implementering af de forskellige virkemidler og på den baggrund estimere omkostningseffektiviteten målt i kroner pr. kg N.

Med udgangspunkt i de budgetøkonomiske omkostninger er det så langt det kan lade sig gøre opgjort, om det er erhvervet eller det offentlige der har afholdt omkostningerne. Omfanget af medfinansiering fra EU er kun beskrevet i få tilfælde. De administrative omkostninger indgår ikke i opgørelsen.

Gennemgangen er opdelt i 3 større områder. Først gives en vurdering af kvælstofiltag omfattende areal og bedriftsorienterede tiltag, dernæst en vurdering af tiltag overfor fosfor og endelig en generel vurdering, der også omfatter et sammendrag af fremskrivningen i arealanvendelse og husdyrproduktion frem mod 2015.

Der er anvendt en rente på 6% ved diskontering af omkostningerne med udgangspunkt i den gældende anbefaling fra Finansministeriet (Finansministeriet, 1999). Omkostningerne for enkeltinvesteringer så som vådområder og skovrejsning er fordelt over 20 år med udgangspunkt i de ordninger, der er på området, selvom omdriftperioden af skov er længere.

Der er ikke foretaget en velfærdsøkonomisk opgørelse af omkostningerne. Det skal nævnes, at når omkostningerne opgøres som kr. pr. kg N, omfatter det N reduktion i kvælstofudvaskningen fra rodzonen. Der er altså ikke tale om reduktionen i N-tabet til vandmiljøet og N-retentionen indgår således ikke.

Virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning

Vådområder (VMPII kriterier)

Introduktion

Etablering af vådområder er en videreførelse af VMP II vådområdeordningen, der primært var baseret på engangsudbetalinger administreret af Skov- og Naturstyrelsen. I slutevalueringen af VMP II var den samlede prognose, at der ved udgangen af 2003 ville være 2.900 ha vådområder med bindende aftaler.

Vådområder genoprettet under henholdsvis den tidligere VMPII-handlingsplan og VMPIII-aftalen er svære at skille ad. En tilskudsordning til etablering af vådområder (søer, enge, rørsumpe, vandløb osv.) under VMP II blev administreret af Skov- og Naturstyrelsen. Ordningen gav amterne mulighed for at søge om tilskud til vådområdeprojekter og opnå tilskud op til en fastsat grænse på 25.000 kr. per hektar. Ordningen var baseret på engangsudbetalinger. Etablering og genopretning af vådområder er tidskrævende projekter, hvorfor ikke alle igangsatte projekter var gennemført ved udgangen af 2003, hvor VMPII udløb. Uafsluttede projekter blev herefter fortsat under VMPIII (se Jacobsen, 2004).

Som det fremgår af tabel 4, var der ved udgangen af 2007 indgået aftaler for 5.343 ha. Det betyder, at der under VMPIII kan indregnes 2.443 ha, idet de 2.900 ha henføres til VMPII. Vådområdeetablering vurderes samlet at ville reducere kvælstofudvaskningen med ca. 1.100 tons N. Den gennemsnitlige kvælstoffjernelse fra de gennemførte projekter er i midtvejsevalueringen vurderet at udgøre 245 kg N pr. ha, svarende til en reduktion på 600 tons N, idet der korrigeres for at gødningen omplaceres (Waagepetersen et al., 2008).

De tidligere gennemførte projekter under VMPII kostede i gennemsnit 45.700 kr. pr. ha (engangsomkostning), hvoraf tilsagn fra koordinationsudvalget udgjorde 32.300 kr. pr. ha, mens resten blev finansieret af amterne (Jacobsen, 2004). Amterne dækkede således 30% af de samlede projektudgifter. Projektomkostningerne har været stigende for de etablerede vådområder over tid. Den økonomiske ramme vedrørende vådområdeprojekter blev fra starten af VMPII fordelt ligeligt mellem Skov- og Naturstyrelsen (SNS) (engangstilskud) og Direktoratet for Fødevarer-Erhverv (løbende tilskud). Det vidste sig, at engangstilskud har været væsentligt mere populære, idet de afsatte midler til vådområder med engangstilskud blev opbrugt i efteråret 2003. Det er således uudnyttede VMPII midler, der finansierer de ca. 4.000 ha vådområder i 2004 og 2005, der indgik i VMPIII aftalen.

Tabel 4. Areal med reetablerede vådområder og areal med vådområder, der er godkendt til gennemførelse for årene 2002-2007. Kilde: Waagepetersen et al., 2008.

	Areal med vådområder (ha)					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Reetablerede vådområder	663	1.881	2.839	3.509	4.824	5.343
Vådområder bevilliget til gennemførelse	3.844	3.240	4.638	3.332	3.949	3.396
I alt	4.507	5.121	7.477	6.841*	8.773	8.739*

* nedgangen i samlet areal i forhold til foregående år skyldes, at nogle bevillinger efterfølgende er annulleret. Ud af de 5.343 ha i 2007 henføres 2.900 ha til VMPII og 2.443 til VMPIII.

De tidligere gennemførte projekter under VMPII kostede i gennemsnit 45.700 kr. pr. ha (engangsomkostning), hvoraf tilsagn fra koordinationsudvalget udgjorde 32.300 kr. pr. ha, mens resten blev finansieret af amterne (Jacobsen, 2004). Amterne dækkede således 30% af de samlede projektudgifter. Projektomkostningerne har været stigende for de etablerede vådområder over tid. Den økonomiske ramme vedrørende vådområdeprojekter blev fra starten af VMPII fordelt ligeligt mellem Skov- og Naturstyrelsen (SNS) (engangstilskud) og Direktoratet for FødevareErhverv (løbende tilskud). Det vidste sig, at engangstilskud har været væsentligt mere populære, idet de afsatte midler til vådområder med engangstilskud blev opbrugt i efteråret 2003. Det er således uudnyttede VMPII midler, der finansierer de ca. 4.000 ha vådområder i 2004 og 2005, der indgik i VMPIII aftalen.

I henhold til Aftale om Vandmiljøplan III skulle der etableres ca. 4.000 ha vådområder i 2004 og 2005 til en samlet omkostning for staten på 140 mio. kr. Det blev forventet, at projekterne ville koste 35.000 kr. pr. ha. Dertil kommer medfinansiering fra amterne på ca. 20.000 kr. pr. ha, hvorved de samlede omkostninger reelt forventedes at udgøre 220 mio. kr. (Jacobsen, 2004). Amternes omkostning indgår imidlertid ikke i VMPIII-aftalen.

Faktiske omkostninger ved vådområder etableret 2003-2006

Opgørelsen af de faktiske omkostninger ved vådområder fra 2003 til 2006 er baseret på oplysningsskemaer indsendt fra amterne ved afregning af vådområdeprojekter i perioden 2004-2006. Disse data er analyserede og beskrevet i Hansen et al. (2009). For oplysninger om projekter før 2003 henvises til Jacobsen (2004). Alle værdier for kvælstofreduktioner er de forventede og altså ikke målte værdier, mens alle økonomiske oplysninger er baserede på amternes afregnede beløb med By- og Landskabsstyrelsen. Amterne har ikke udfyldt skemaerne på samme måde, hvilket har betydet, at en del projekter ikke har kunnet medtages i analysen. Det fremgår således, at antallet af projekter i denne undersøgelse ikke bygger på det fuldstændige antal af vådområder med tilsagn under VMP II, men på et større uddrag. Alle vådområdeprojekter igangsat under VMPII og III er listede i Hansen et al. (2009). Alle omkostninger er deflaterede til basisår 2006 (året for de sidst gennemførte projekter, der indgår i analysen) ved hjælp af forbrugerprisindekset. Omkostningerne er yderligere annuierede ved anvendelse af en rente på 6% og en tidshorizont på 20 år (som følge af at MVJ aftalerne indgår i projekter, der løber over en 20-årig periode).

I tabel 5 er listet de projekter der er gennemført i perioden 2004-2006. De markerede projekter er projekter, der pga. manglende oplysninger ikke indgår i opgørelsen. I alt er der 36 projekter svarende til et areal på 3.457 hektar. I analysen er 4 projekter udtaget svarende til et areal på 326 hektar (9% af alle projekter). Analysen og datagrundlaget er mere grundigt præsenteret i Hansen et al. (2009).

Table 5. Vådområdeprojekter gennemført i perioden 2004 til 2006 (VMPIII). Kilde: Hansen et al. (2009)

Amt	Områdenavn*	Størrelse, ha	År for gennemførelse
Fyn	Nørreballe Nor	69	2004
København/Roskilde	Enghave Å	27	2004
Nordjyllands amt	Halkær Ådal	26,7	2004
Sønderjylland	Sliv Sø	205	2004
Sønderjylland	Gram Å/ Nørreå	130,8	2004
Veile amt	Hjarup Bæk	36,5	2004
Veile amt	Skibet	40	2004
Viborg	Rødding Sø	33,2	2004
Århus	Vorup Enge	119	2004
Århus	Føllebund	18,8	2004
Fyn	Hundstrup Å ved Rødkilde	22,3	2005
Fyn (*)	Vindinge Å ved Rønninge Søgård	10,7	2005
Fyn	Valdemar Slot	19,4	2005
Fyn	Hammerdam	10	2005
Ribe	Gamst Sø	177	2005
Sønderjylland	Arnå ved Solvig og Emmerske	46	2005
Sønderjylland	Mjels Sø	55,3	2005
Sønderjylland	Ålbæk Stampemølle	16,1	2005
Veile amt	Grejs Å	72	2005
Veile amt	Solkær Enge	18,3	2005
Veile amt	Sdr. Aldum ved Rohden Å	40	2005
Veile amt	Bæksgård Bæk	76,5	2005
Veile amt	Store Hansted Å	58	2005
Veile amt (*)	Bygholm Å	126	2005
Vestsjællands Amt	Hesselbjerg Mose	121	2005
Vestsjællands Amt	Tuse Mårsø enge – Fjordgården	7,5	2005
Viborg	Hvidbjerg Enge	66	2005
Århus	Pilemosen	11,3	2005
Fyn	Føns Vang	113	2006
Fyn (*)	Sortemosen	145	2006
Fyn (*)	Brahetrolleborg Gods	44,6	2006
Nordjyllands amt	Vilsted Sø	913	2006
Nordjyllands amt	Halkær - Ejdrup pumpelag	159	2006
Nordjyllands amt	Oue Mølle Enge	13,5	2006
Veile amt	Bølling Bæk	85	2006
Århus	Egådalen	160	2006
Total areal		3.457	
Total areal med økonomiske data		3.131	

Bem. Udover de nævnte projekter har vi kendskab til 18 projekter (2137,3 hektar) med tilsagn i VMPII/III perioden. Der foreligger ingen oplysninger om gennemførselsår, og de kan derfor potentielt godt indgå i perioden 2004-2006.

(*) Disse projekter indgår ikke i den efterfølgende analyse, fordi der ikke er økonomiske data på projekterne, eller der mangler andre væsentlige data.

Tabel 6. Samlede omkostninger og omkostninger pr. ha ved vådområder fordelt på udgiftstype.
Kilde: Hansen et al. (2009)

Udgiftstype	Mio. kr. (2006)	Kr./ha
Anlæg	48.9	15.627
Tinglysning, arkæologiske udgravninger m.m.	0.44	142
Engangskompensation til lodsejere	40.3	12.873
Jordfordeling	69.6	22.249
MVJ-aftaler	3.0	974
Indtægter	1.4	453
Nettoudgifter	160.8	51.360

Bem. Analysen er baseret på 3.131 ha og de omfatter primært projekter under VMPIII aftalen (se tabel 5).

Som det fremgår af tabellen, er det beregnet, at projekterne i gennemsnit har kostet 51.360 kr. pr. ha i opkøb, etableringsomkostninger, mv. for de analyserede projekter. Bemærk, at der er en relativ stor post til jordfordeling. Omkostningerne er således lidt højere end i den tidligere analyse foretaget i 2004, hvor gennemsnittet var ca. 45.000 kr. pr. ha. Det er imidlertid forventeligt at projekterne gradvist bliver dyrere, idet det kan observeres af data vedr. omkostninger og gennemførelsestidspunkt af de billige projekter i stor udstrækning gennemføres først. Det følger også af, at koordinationsudvalget tidligere satte en øvre grænse på 35.000 kr. pr. ha. for statens tilsagn

Tabel 7. Miljøeffekt, omkostninger og omkostningseffektivitet for vådområdeprojekter 2004-2006. Kilde: Hansen et al. (2009)

Areal Hektar	Miljøeffekt pr. ha		Omkostninger		Omkostningseffektivitet	
	Kg N/ha, gennemsnit	Kg N/ha min-max	Kr./ha/år., gennemsnit	Kr./ha/år min-max	Kr./kg N, gennemsnit	Kr./kg N, min-max
3.131	257	127 - 453	4.479	1.368 - 10.684	17	4-45

Bem: Ved beregning af effekt indgår ikke øget tilførsel af N til andre arealer. Gennemsnit er vægtet med areal.

I tabel 7 er de annuierede omkostninger per ha samt omkostningerne per kg N beregnet. Det ses, at der er en stor spredning på projekterne. Den gennemsnitlige omkostningseffektivitet er beregnet til 17 kr. pr. kg N med den angivne effekt på 257 kg N pr. ha. Den store spredning i omkostningseffektivitet (kr/kg N min-max) skyldes til dels spredningen i miljøeffekt, men også store forskelle i etableringsomkostninger for vådområderne (Hansen et al, 2009).

På den baggrund kan de samlede realiserede omkostning for de 2.443 ha (se tabel 4) beregnes til 125 mio. kr. baseret på en omkostning på 51.360 kr. pr. ha. Effekten er 600 tons N eller 245 kg N pr. ha efter justering for, at der tilføres mere N til andre arealer.

For perioden 2004-2009 forventes det, at der etableres 4.000 ha til en samlet omkostning på 205 mio. kr. Fordelt over 20 år giver dette en årlig omkostning på ca. 18 mio. kr. Effekten er 980 tons N (Waagepetersen et al., 2008).

Med en gennemsnitlig omkostning på 51.360 kr. pr. ha, er de årlige omkostninger med en rente på 6% over en 20-årig periode beregnet til 4.479 kr. pr. ha pr. år. Med en effekt på 245 kg N pr. ha giver dette en årlig omkostning på 18 kr. pr. kg N. Når omkostningen er lidt højere end angivet i tabel 7 skyldes det den lidt lavere effekt opgjort i kg N pr. ha grundet omfordeling af kvælstof.

MVJ (Vådområder og pleje)

Vådområder

I VMPIII aftalen indgår en yderligere indsats under MVJ-foranstaltningerne med henblik på at reducere kvælstof- og fosfortabet. Indsatsen kan opdeles i to nemlig en indsats for etablering af MVJ-vådområder, der beskrives i dette afsnit, og indsatsen for øget naturareal og fosforfjernelse, som beskrives i det følgende afsnit.

Den årlige kvælstofreduktion blev vurderet til ca. 400 tons N inden udgangen af 2009. Hvis effekten alene skal opnås inden for MVJ vådområder, skal der etableres ca. 4.000 ha, idet effekten er minimum 100 kg N pr. ha. I forbindelse med udmøntningen af aftalen blev det forventet, at der ville blive etableret ca. 2.500 ha MVJ-vådområder (100 kg N/ha) og ca. 7.000 ha almindelige MVJ-aftaler (20 kg N/ha). (Pers. komm. Boie, F., FødevarerErhverv).

Der forventedes i aftalen ikke yderligere etablering af MVJ-arealer fra 2009-2015, da finansieringen af disse ikke var på plads i 2004.

I perioden 2004-2009 er der afsat 375 mio. kr. (inkl. forventet EU-medfinansiering på 200 mio. kr.) til en særlig indsats under MVJ rettet mod fosfor og kvælstof. Disse tilskud omfatter tilskud til etablering af dyrkningsfrie randzoner og etablering af MVJ-vådområder samt udtagning af landbrugsjord i øvrigt. På baggrund af erfaringer fra VMPII projekterne er kravet til N fjernelse i de nye vådområdeprojekter nedjusteret til 100 kg N/ha. Den samlede kvælstofreduktion som følge af de yderligere midler til MVJ vurderes at være ca. 400 tons N. Tallene fremgår af tabel 8 nedenfor.

Tabel 8. Vådområdegenopretning i VMPIII. Kilde: Folketinget (2004a)

Type vådområde	Hektar	Forventet N red., tons	Forventet N red. Kg/ha	Forventede omkostninger	
				Erhverv (kr.)	Stat (mio. kr.)
Vådområder	Ca. 4.000	1050	265	0	140 (2004-2005)
Yderligere MVJ	4.000	400	100	0	375

Bem. Finansiering omfatter også andre MVJ-ordninger (randzoner)

Realiseret

I 2004 blev der i følge Direktoratet for FødevarerErhverv etableret 284 ha MVJ vådområder baseret på de gamle regler, hvor der blev stillet høje krav til kvælstoffjernelse (krav til reduktion på 200-500 kg N/ha) (se tabel 9).

Der er i perioden 2005-07 givet tilsagn om tilskud til 1.280 ha vådområder, hvoraf der er etableret 58 ha. Der indkom i 2007 en del ansøgninger, som ikke nåede at blive behandlet pga. manglede vedtagelse af Landdistriktsprogrammet. Der er for 2008 ansøgt om tilskud til 555 ha omfattende en reduktion på 66 tons N og et samlet beløb på 42 mio. kr., men dette indgår ikke i opgørelsen.

Det vurderes, at tiltaget til og med 2009 vil give en kvælstofreduktion på 150-250 tons N baseret på et forventet areal på 1.500-2.500 ha (Waagepetersen et al., 2008).

Tabel 9. Omfang af MVJ-vådområder. Kilde: Fødevarerhverv

	Areal med vådområder *				
	(ha)				
	Gl. ordning		Ny VMPIII ordning		
	2004	2005	2006	2007	2005-07
Reetablerede vådområder	284	20	38	0	58
Bevilliget men ikke gennemført		55	544	623	1.222
I alt, tilsagn om tilskud	284	75	582	623	1.280

*N reduktion antages at udgøre 265 kg N/ha for arealer implementeret i 2004, og 100 kg N/ha for arealer implementeret i 2005-07.

For at kunne opgøre de endelige omkostninger er der indhentet oplysninger fra Fødevarerhvervs afdeling i Tønder. Da opgørelsesprincippet afviger lidt, er opgørelsen af arealer for 2007 lidt forskellige, idet Afdelingen i Tønder tager udgangspunkt i ansøgningsår, mens der i forhold til finansloven tages udgangspunkt i udbetalingsåret. Der kan derfor ske en forskydning mellem årene, således at et projekt under et år kan optræde i den ene opgørelse og et andet år i den anden opgørelse.

Anlægsomkostninger er et engangsbeløb på ca. 11.800 kr. pr. ha, mens driften (MVJ-støtten) udgør ca. 51.500 kr. pr. ha baseret på 2.575 kr. pr. ha pr. år over 20 år (baseret på tabel 10). De samlede omkostninger pr. projekt er således opgjort til ca. 63.300 kr. pr. ha.

Omregnet til et engangsbeløb ved projektstart svarer driftsstøtten til ca. 30.000 kr. pr. ha ved en rente på 6%. Dertil kommer anlægsomkostningen på ca. 11.800 kr. pr. ha, hvilket giver en engangsudbetaling på ca. 41.800 kr. pr. ha. Fordelt over 20 år giver det en årlig omkostning på ca. 3.600 kr. pr. ha. Sammenlignet med omkostningerne for vådområder, der følger VMPII-principperne, så er MVJ-vådområder således billigere opgjort i kr. pr. ha.

Anlægsomkostningerne for det enkelte projekt udbetales typisk inden for de første 1-2 år efter tilsagnet er givet. Driftstilskuddet fremgår af tabel 10. Såfremt plejeaftalen fornyes efter 5 år, øger det driftsbeløbet. Omvendt er det ikke altid det fulde driftsbeløb, der udbetales, når projektet etableres. Ved et tilsagn reserverer man penge til anlæg og drift. Hvad angår anlæg, så går der typisk 1 til 3 år inden pengene bliver udbetalt, og i store projekter kan de blive udbetalt over flere år. For MVJ-støtte til fastholdelse af vådområder gælder at støtten udbetales over 20 år. Den angivne effekt på N-udvaskningen er baseret på angivelser i ansøgningerne.

Tabel 10. Vådområde projekter med MVJ-tilsagn oktober 2008. Kilde: Fødevarerhverv, Tønder og egne beregninger

	Antal	Areal (ha)	Reduktion (kg N i alt)	kg N/ha	Anlæg, 1.000 kr.	Drift, kr. 1.000 kr.**	Omk. (kr./ha)	kr./ha/år	kr./kg N
2005	5	75	10.130	136	650	3.790	37.847	3.300	24
2006	7	582	52.163	90	7.417	24.342	36.752	3.205	36
2007	15	609	89.143	146	5.926	35.123	42.773	3.730	25
2008*	16	391	43.600	112	5.581	22.034	46.587	4.062	36
	43	1.657	195.036	118	19.575	85.290	41.338	3.605	31

*) Her indgår kun tal fra de første 2 ansøgningsrunder, hvorfor tallet er mindre end 555 ha.

**) Reserverede midler - 5%

Omkostningerne er angivet som engangsbeløb i år 0 og effekt af omfordelt N til andre arealer indgår ikke. Anlægsomkostninger kan omregnes til 11.800 kr. pr. ha.

Som det fremgår af tabel 10, bliver omkostningerne i alt 31 kr. pr. kg N. Dette er højere end for vådområder etableret under VMPII-princippet. Dette skyldes primært, at den forventede kvæl-

stofreduktion pr. ha er ca. 118 kg N pr. ha, hvor den var 257 kg N pr. ha for VMPII-vådområder før justering for omfordelt N.

Der blev ifølge Fødevarerhverv afsat en bevilling på ca. 280 mio. kr. i perioden 2004-2006 til MVJ-vådområder, hvoraf kun ca. 70 mio. kr. blev brugt. For 2007 og 2008 er der bevilliget 90 mio. kr., som forventes udbetalt med 10 mio. kr. i 2007 og 80 mio. kr. i 2008.

Tablet 11. Bevilling og regnskab for MVJ-Vådområder og særlig VMPIII indsats. Kilde: Egne beregninger baseret på udtræk fra Fødevarerhverv

	2004*	2005	2006	2007	I alt
Areal (ha)	284	75	582	623	1.564
Tilskud (kr./ha/år)	4.060	3.300	3.200	3.700	3.600
Tilsagn (mio. kr.)	23,1	5,0	37,2	46,1	111,4

Bem. Tilskud pr. ha pr. år er skønnet ud fra tabel 10. og 20 års udbetaling. De faktiske bevillinger og regnskab adskiller sig fra tilsagn, men årsagen er ikke analyseret nærmere.

*) Gamle VMPII ordning

Det fremgår af analysen af bevillinger og udbetalte beløb fra Fødevarerhverv, at omfang af tilsagn er noget lavere end bevillingen for 2004 til 2006. Den overordnede konklusion er, at ingen vådområdeprojekter er blevet afvist grundet manglende bevilling.

Samlet udgør den beregnede omkostning 3.600 kr. pr. ha pr. år. Korrigeret for omfordeling af kvælstof, som diskuteres i den tekniske midtvejsevaluering, reduceres effekten til ca. 100 kg N pr. ha. Omkostningseffektiviteten er herefter 36 kr. pr. kg N. Etablering af 1.500-2.500 ha i perioden 2005-2009 vil give en effekt på 150-200 tons N. Det vil koste 5,4-9,0 millioner kr. årligt eller engangsbeløb på 62-103 mio. kr. baseret på 41.300 kr. pr. ha.

Øvrige MVJ arealer

I 2004-07 blev der indgået nye øvrige MVJ-aftaler på i alt 53.199 ha, mens der ophørte aftaler for 48.212 ha. Samlet var der en netto tilgang på 4.568 ha. Generelt har denne type MVJ-aftaler kun marginal betydning for kvælstofudvaskningen (tabel 12).

Tablet 12. Areal af øvrige indgåede MVJ-aftaler, ophørte 5-årige aftaler, netto tilgang af arealer i perioden 2004-07 samt effekt på kvælstofudledning til vandmiljøet fordelt på de forskellige MVJ-ordninger. Kilde: Fødevarerhverv

	Tilgang af arealer Ha				Ophørte 5-årige aftaler ha				Netto ændring	Udvasknings- reduktion	
	2004	2005	2006	2007	2004	2005	2006	2007	2004 - 07	Kg N/ha	Tons N
Afgræsning - ny	-	-	-	13.853					13.853	0	0
Nedsættelse af kvælstof	6.735	713	0	-	868	800	869	1.245	3.654	16	58
Ændret afvanding	0	0	0	-	78	150	957	372	-1.546	48	-74
Sprøjtetfri buffere og randzoner	10	4	0	-	51	7	13	12	-73	0	0
Dyrkning u. plantebeskyttelse				-	388	393	253	301	-1.335	0	0
Efterafgrøder og udlæg	365	472	0	-	1.702	1375	1.603		-3.843	25	-96
Græsordninger	17.464	13.577	5	-	5.175	15.068	8.324	8.119	-5.639	0	0
I alt	24.575	14.766	5	13.853	8.262	17.793	12.019	10.049	4.568		-112

I tabel 13 er nærmere angivet, hvilke beløb der er udbetalt til de forskellige MVJ-ordninger fra 2004 til 2007. For nogle ordninger er der forskellige satser alt efter jordtype og arealomfang m.m. Når der i perioden er sket et skift i tilskud, skyldes det også skiftet fra hektarstøtte til enkeltbetalingsstøtte, der muliggjorde støtte til bl.a. græsarealer.

Tabel 13. Tilskudssatser under MVJ-ordningen (kr. pr. ha). Kilde: FødevarerErhverv

	2004 Forår	2004 Efterår	2005	2006	2007	2008
Grønne regnskaber (< 25 ha / > 25 ha)		3.750 / 7.500				
MB – tilskud		870			750	
OM - tilskud		520			480	
Områderettede ordninger						
Efterafgrøder		920				
Ekstensive randzoner (u. gød/ m. gød)	2.100 / 1.230			690		
Braklagte randzoner				750		1.200
N-nedsættelse til 60% (høj/alm/græs)		1.870 / 1.130 / 600				
Miljøvenlig drift af græs og natur						
højværdiafgrøder og flerårige	4.200		1.620		1.528	
øvrige agerjordsafgrøder	2.950		1.380		1.327	
vedvarende græs / skov og lign.	930 / 540		280		233	
naturareal			0			
tillæg for afpudsning	200			280		
tillæg for rydning	600			720		
tillæg høslæt / græsning	910/550					800
tillæg græsning i små naturperler			5.080		4.233	3.350
pleje ved afgræsning af græs/natur						1.400
<i>Etablering af vådområder</i>						
højværdiafgrøder / flerårige	5.850/4.060		3.150		3.030	
øvrige agerjordsafgrøder		3440		2000		3.500
vedvarende græs / skov og lign.	1160 / 780			590		1.800
naturareal			0			300
tillæg for afpudsning	200			280		
tillæg for rydning	600			720		
tillæg for afgræsning						1.400
tillæg høslæt/græsning	910 / 570			1.420		800
tillæg græsning i små naturperler				5.080		3.350

Bem: EU's medfinansiering til disse ordninger udgør ca. 55%.

Da FødevarerErhverv ikke opgør omkostninger for de enkelte ordninger, er der i tabel 14 givet en vurdering af de samlede omkostninger baseret på skønnede gennemsnitlige omkostninger pr. ha. Da hovedparten af alle arealer omfatter græsordninger, er der taget udgangspunkt i denne støtte-sats. Det vurderes at EU-støtten er som forventet i VMPIII-aftalen, nemlig 50-55%.

Tabel 14. Nye arealer og bevillinger for MVJ-ordninger (ekskl. vådområder og økologi). Kilde: Egne beregninger baseret på tabel 12 og 13, og opgørelse af FødevarerErhverv

	2004	2005	2006	2007	I alt
Nye arealer (ha)	24.575	14.766	5	13.853	53.199
Kr. pr. ha	985	934	930	1.336	1.064
Tilsagn (sum af 5 år) (mio. kr.)	121	69	0	93	283

Bem. Omk. Pr. ha er vægtet med de forskellige MVJ-ordninger.

Sammenholdt med oplysninger fra Fødevarerhverv er trækket på diverse MVJ-ordninger (ekskl. vådområder) noget højere end angivet i tabel 14. Det samlede udbetalte beløb i regnskabet i perioden 2004-2007 angives således at være over 1 mia. kr., mens bevillingen i finansloven i samme periode udgør 700 mio. kr. Hvorfor disse tal er så meget højere end omfanget i tabel 14 har det ikke været muligt at afdække nærmere. En del kan skyldes overflytning af midler til andre ordninger. I de oprindelige bevillinger var der afsat midler til fx randzoner, men de blev senere flyttet til andre områder.

Midlerne, der er afsat i VMPIII, skal som udgangspunkt øge aktiviteten på et givet område, idet der ønskes en øget miljøeffekt. For nærmere at belyse meromkostningerne i perioden, er de mindre omkostninger ved de aftaler, der er udløbet, sammenholdt med omkostningerne ved de nye ordninger.

Som tidligere angivet er netto kvælstofeffekten af MVJ-ordningerne negativ med undtagelse af vådområder, men opgørelsen viser, at der netto udbetales ca. 13 mio. kr. årligt. Omregnet til 5-årige ordninger er udgifterne således ca. 70 mio. kr. for de angivne ordninger.

Tabel 15. Overslag over omk.-effektivitet for MVJ-ordninger 2005-2007. Kilde: Egne beregninger

Tilgang i perioden	Nettotilgang (ha)	Gns. tilsagn 2004-07 (kr. pr. ha)	Samlet mer- omk. (mio. kr. år- ligt)	Effekt (kg N/ha)	Omk. effekti- vit (kr./kg N)
Efterafgrøder og udlæg	-3.843	920	-3,5	25	37
Nedsættelse af kvælstof	3.654	1.130	4,1	16	75
Græsordninger	-5.639	1.200	-6,8	0	-
Afgræsning – ny	13.853	1.400	19,4	0	-
Ændret afvanding	-1.546			48	
Netto	6.479		13,2	<0	

I 2007- og 2008-aftalerne var det afsatte beløb grundet i opretholdelse af uændret MVJ-areal på ca. 100.000 ha. For 2009 forventes en højere bevilling, idet der er mange aftaler, der udløber, og der er et ønske om at opretholde det allerede etablerede MVJ-areal.

Konklusionen for MVJ-ordningen (exkl. vådområder) er, at nettoeffekten på kvælstofudvaskningen har været omkring 0 eller negativ, selvom der er sket en stigning i de anvendte midler. De afsatte midler i VMPIII-aftalen synes at være afsat for at fremme omfanget, men det har ikke været tilfældet, hvorfor målet nu blot er at refinansiere et uændret MVJ-areal. Omkostningerne angives til 1.200 – 1.400 kr. pr. ha. Omkostningen har været meget høj set i forhold til den opnåede effekt på N-udvaskningen, men ordningerne kan indebære en række andre gevinster i form af natureffekter mv., som ikke er opgjort her.

Skovrejsning

I VMPIII-aftalen forventes en øget skovrejsning på 22.800 ha i perioden 2004-2015. Der er flere kilder til skovrejsning:

- Privat skovrejsning med tilskud. I henhold til Skov og Naturstyrelsen er omfanget af privat skovrejsning med tilskud veldokumenteret
- Offentlig skovrejsning. I henhold til Skov og Naturstyrelsen er også omfanget af den statslige skovrejsning veldokumenteret, mens den skovrejsning, som kommunerne står for er ufuldstændigt opgjort, idet der ikke sker noget systematisk opsamling af data.
- Privat skovrejsning uden tilskud. Tallene kan kun angives som et skøn. Skovrejsning uden tilskud kan være traditionel skovrejsning, men kan også omfatte pyntegrøntkulturer eller ju-letræskulturer, der vokser over i skov.

Hvis skovrejsningen implementeres jævnt over aftaleperioden, forventes en skovrejsning på gennemsnitlig 1.900 ha pr. år. Skov- og Naturstyrelsen har oplyst, at der i perioden 2004-2007 er etableret 8.161 ha, svarende til 2.040 ha pr. år (tabel 16). Det forventes på denne baggrund at arealmålet for skovrejsning frem til 2015 vil blive nået.

Tabel 16. Realiseret areal med skovrejsning i 2004-07. Kilde: Skov og Naturstyrelsen, 2008

	2004	2005	2006	2007	I alt 2004-2007
Statslig skovrejsning	200	150	100	150	600
Anden offentlig skovrejsning	40	76	64	0	180
Privat skovrejsning med tilskud	823	553	1.425	2.136	4.937
Privat skovrejsning uden tilskud	611	611	611	611	2.444*
I alt	1.674	1.390	2.200	2.897	8.161

*privat skovrejsning kan være overvurderet

Bem: Skov og Landskab, Københavns Universitet, har ved denne evaluering vurderet at udvaskning af kvælstof fra skov på tidligere landbrugsarealer udgør ca. 12 kg N pr ha pr år på langt sigt (Gundersen, 2008, pers. medd.).

I henhold til Skov og Naturstyrelsen (2008) lå de gennemsnitlige tilsagn til skovrejsning i 2006 for private skovrejsningsområder (ekskl. indkomstkompensation, der er ophørt fra 2007) på 33.000 kr. pr. ha for kulturer og 29.000 kr. pr. ha for projektet inkl. åbne arealer. I ikke skovrejsningsområder var tilsagnet i gennemsnit 28.000 kr. pr. ha for kulturer og 24.000 kr. pr. ha for projektet inkl. åbne arealer. For statslig skovrejsning var tilsagnene i gennemsnit på 40.000 kr. pr. ha. inklusive tilplantning, naturgenopretning og åbne arealer. Hertil kommer erhvervelse af jord til 0-100.000 kr. pr. ha, afhængig af medfinansiering fra kommuner og vandværker, som udgør 50-100% af jordprisen. Som gennemsnit kan prisen sættes til 95.000 kr. pr. ha.

Hvis der til et areal tidligere er modtaget EU-medfinansiering til selve skovrejsningen fra landdistriktsprogrammet, kan arealet tilsvarende modtage udtagningsstøtte over enkeltbetalingsordningen. Denne mulighed har i henhold til Skov og Naturstyrelsen været med til at sikre en rentabilitet af skoven i den periode, hvor skoven er under opvækst og derfor ikke giver nævneværdige indtægter – og det er derfor en væsentlig mekanisme til at sikre den private interesse for skovrejsningen. Denne regel gælder dog ikke længere for alle arealer. Som led i forliget om landdistriktsprogrammet for 2007-2008 blev det bestemt, at alene skovrejsning i skovrejsningsområder kunne godkendes under landdistriktsprogrammet. Det indebærer, at der ikke kan modtages enkeltbetaling i områder uden for skovrejsningsområderne – men Skov og Naturstyrelsens tilskud til skovrejsning uden for skovrejsningsområderne er en national ordning, og gælder for alle arealer.

I henhold til Skov og Naturstyrelsen kan bortfaldet af brak i 2008 medføre et reduceret incitament til skovrejsning da udtagningsrettighederne fremover sidestilles med almindelige rettigheder, og der vil således ikke længere være behov for at anvende dem sammen med skovrejsning.

De samlede statslige omkostninger til skovrejsning i perioden 2004- 2007 har været ca. 268 millioner kr. Ved et areal på 8.161 ha giver dette en gennemsnitlig omkostning på 32.800 kr. pr. ha. Omregnet til løbende omkostninger over 20 år ved 6%, er der her tale om en omkostning på 2.860 kr. pr. ha. Ved en reduktion i udvaskningen på 12 kg N pr. ha giver dette en omkostningseffektivitet på 239 kr. pr. kg N. Imidlertid har justeringer af normsystemet betydet, at N-normen er overført til andre arealer, hvorfor den øgede skovrejsning ikke giver en reduktion i N-udvaskningen, jf. Waagepetersen et al. (2008).

Skovrejsningsarealet er i perioden 2005-2009 beregnet til i alt 11.400 ha, og de samlede omkostninger er således beregnet til 374 mio. kr. ved 32.800 kr. pr. ha.

Efterafgrøder

Data fra Plantedirektoratets gødningsregnskaber viser, at der i 2003-2004 var udlagt gennemsnitligt 116.000 ha efterafgrøder, mens der i 2005, 2006 og 2007 gennemsnitlig var udlagt 129.000 ha, (Waagepetersen et al., 2008). Dette er en stigning på 13.000 ha mod en forventet stigning på 40.000 ha. Den manglende implementering skyldes indførelse af reglen om fritagelse eller reduktion på grund af grønne marker.

Det vurderes, at veletablerede efterafgrøder reducerer kvælstofudvaskningen med henholdsvis 25 og 37 kg N/ha på bedrifter, der anvender organisk gødning svarende til under/over 0,8 DE pr. ha.

Det øgede krav til lovpligtige efterafgrøder vurderes herved at have medført en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 420 tons N frem til 2007 baseret på 13.000 ha a 32 kg N pr. ha i reduceret udvaskning. I beregningen er det forudsat, at efterafgrøderne i 2003 og 2004 havde samme fordeling på bedrifter med henholdsvis under/over 0,8 DE pr. ha som i 2005-2007. I den oprindelige aftale blev omkostningerne vurderet til 250-500 kr. pr. ha, Jacobsen et al. (2004).

Omkostningerne ved etablering af efterafgrøder er baserede på, at det ikke har været nødvendigt at reducere omfanget af vinterafgrøder. Omkostningerne ved etablering af efterafgrøder er derfor sat til 330 kr. pr. ha baseret på Schou et al. (2007). Dette svarer til 10 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning, idet reduktionen i udvaskningen i gennemsnit udgør 32 kg N pr. ha. Ved etablering af 13.000 ha udgør meromkostningen for erhvervet i alt 4,3 mio. kr. årligt for perioden 2005-2008. Det konkluderes, at kravet om etablering af efterafgrøder kun delvis lever op til forventningerne på grund af reglen om fritagelse ved 100% grønne marker.

For at kompensere for højere udvaskning som følge af opdyrkning af brakarealer blev ordningen fremrykket et år. Som prognose for 2008-2015 angives i Waagepetersen et al. (2008) i alt 70.000 ha. Med en omkostning på 330 kr. pr. ha giver det en samlet omkostning på 23 mio. kr. årligt i perioden 2009-2015. Der kan her være bedrifter, der må ændre sædskifte, hvorfor omkostningerne er højere end de 330 kr. pr. ha. De samlede omkostninger for perioden opgøres herefter til 5 år á 4,3 mio. kr. og 1 år med 23 mio. kr. eller i alt 45 mio. kr.

Samlet er omkostningseffektiviteten stort set uændret idet den var 7-14 kr. pr. kg N i VMPIII planen og nu vurderes til ca. 10 kr. pr. kg N. Men overordnet er ordningen blevet billigere 5-35 mio. kr. billigere for erhvervet for årene 2005-2009 end forventet grundet muligheden for anvendelse af grønne afgrøder.

Bedre udnyttelse af minkgødning

I VMPIII skærpes kravet til udnyttelse af kvælstof i minkgylle, så det kommer på niveau med det nuværende udnyttelseskrav for kvæggylle. Tiltaget blev indført fra gødningsåret 2004/05. Tiltaget vurderes at have reduceret handelsgødningsforbruget med ca. 400 tons N, mens kvælstofudvaskningen vurderes at være reduceret med 130 tons N.

Omkostningerne blev vurderet til 2,5 mio. kr. i VMPIII aftalen. Der er ikke efterfølgende lavet en vurdering af omkostningerne for erhvervet, hvorfor det oprindelige skøn på 500.000 kr. pr. år er fastholdt. Omkostningseffektiviteten er derfor som i planen på ca. 4 kr. pr. kg N, og det er dermed et billigt virkemiddel.

Øget udnyttelse af husdyrgødning

En analyse af den nuværende teknologi og dens anvendelse på husdyrgødningsområdet viser, at den gødnings effektivitet, der kan opnås i praksis, typisk er lig med udnyttelseskravet for de dominerende gødningsstyper, kvæg- og svinegylle (Waagepetersen, 2008). En stramning af udnyttelseskravet her vil derfor umiddelbart virke som en ekstra stramning af kvælstofnormen alene rettet mod husdyrbruget.

Det vurderes, at den potentielle udnyttelse af dybstrøelse, ajle og minkgylle er højere end kravet til udnyttelse, mens det omvendte er gældende for fast gødning. Det angives i Waagepetersen (2008), at der kan opnås en reduktion i forbruget af handelsgødning på op til 4.700 tons N ved at justere kravene. Med udgangspunkt i at 33% udvaskes, så udgør den mulige reduktion i udvaskningen 1.600 tons N (Waagepetersen et al., 2009).

Da analysen tager udgangspunkt i nuværende praksis, vil et højere udnyttelseskrav ikke nødvendigvis medføre investeringer i en ændret teknologi. Der er dog ikke gennemført en detaljeret vurdering af hvilke omkostninger et ændret krav til udnyttelsen af N i dybstrøelse, ajle og minkgylle vil betyde.

I aftalen er omkostningerne beregnet til 10-30 kr. pr. kg N, idet det er antaget, at den øgede udnyttelse medfører reducerede normer. Hvis de ændrede krav til udnyttelse målrettes de gødnings typer, hvor en højere udnyttelse er mulig, forventes omkostningerne at være lavere end 10-30 kr. pr. kg N, men omkostningen er ikke opgjort nærmere.

Det fremgår af analyser forud for VMPIII-midtvejsevalueringen, at en forbedret udbringningsteknik og forsuring vil øge udvaskningen fra udbringningsarealet, men reducere udvaskningen fra de omgivne arealer grundet lavere deposition. Øget nedfældning i vinterafgrøder koster ca. 240 kr. pr. ha eller ca. 110-120 kr. pr. kg N. (PD, 2008).

Arealanvendelse og fremtidig husdyrproduktion

Denne beskrivelse tager udgangspunkt i notat udarbejdet for VMPIII-evalueringen af FOI (Jacobsen, 2008). Fremskrivning i notatet ligger til grund for de analyser af miljøeffekten, der forventes som følge af ændret arealanvendelse og ændringer i husdyrproduktionen i Waagepetersen et al. (2008). Da dette er effekter som følge af ændringer i rammevilkår, angives der ikke nogle omkostninger i forhold til miljøpåvirkning, da tiltagene er målrettede mod andre forhold.

Udvikling i landbrugsareal

I VMPIII-aftalen indgår, at strukturudvikling omfattende forbedret foderudnyttelse og udtagning af landbrugsarealer som ville reducere N-udvaskningen med ca. 4.000 tons N. I bilag til aftalen anvendes ordet strukturudvikling, der angiver, at det samme areal dyrkes af færre bedrifter. Dette giver imidlertid ikke nogen større effekt på kvælstofudvaskningen.

De udtagne arealer er her arealer der udgår af landbrugssektoren grundet anden anvendelse så som veje, boliger m.m. omfattende 10.000 ha pr. år. Dette svarer til en reduktion i N-udvaskningen på ca. 1.800 tons N i første periode. Endelig indgik der en bedre foderudnyttelse på ca. 2.000 tons N i reduceret udvaskning i aftalen.

Dertil kommer ekstensivering grundet den forventede effekt af EU's landbrugspolitik svarende til en reduktion i N-overskuddet på 2-3% (se Jacobsen et al., 2004). Baggrunden var, at det blev forventet at reformen ville betyde lavere priser og at overgangen til enkeltbetalingsstøtte ville betyde at en del arealer ikke længere ville blive dyrket, da det nu ikke længere var et krav for at få støtte. Dette blev vurderet til at give en reduktion i N-udvaskningen på op til 3.000 tons N.

Samlet er det sket en mindre reduktion i N-udvaskningen end forventet, idet der ikke er udtaget så mange arealer som forventet bl.a. fordi priserne har været højere, og fordi en del arealer dyrkes selvom indtjeningen fra arealer synes at være negativ. Årsagen kan bl.a. være at aflønning af egen arbejdskraft og egen kapital sættes relativt lavt. Overgangen til enkeltbetalingsstøtten betød inddragelse af ca. 90.000 ha, hvorfor den fortsatte udtagning til veje og boliger var svær at se i opgørelsen (se Waagepetersen et al., 2008). Der forventes dog fortsat en udtagning af arealer til veje, bebyggelser m.m. på ca. 10.000 ha om året.

Ændringer i fodring har ikke givet den forventet reduktion i første periode, men vil nok i hele perioden frem til 2015 give den forventet reduktion i N-udvaskningen på ca. 2.000 tons N.

Ændringer i EU's landbrugspolitik

De væsentligste elementer i EU kommissionens sundhedstjek fra 2008 er følgende:

- Forøgelse af mælkekvoten med ca. 7% frem mod 2015
- Afkobling af handyr- og slagtepræmier til kalve
- Afkobling af tilbageværende arealtilskud til korn, frø m.m.
- Permanent afskaffelse af udtagningskravet fra 2009
- Omlægning af tilskud til stivelseskartofler til enkeltbetaling
- Omlægning af direkte støtte til proteinafgrøder til enkeltbetaling
- Afskaffelse af tilskud til energiafgrøder
- Generel forøgelse af gradueringen (overførsel fra enkeltbetaling til landdistriktsprogrammet)
- Øget graduering for store bedrifter
- Inddragelse af randzoner som et krav under krydsoverensstemmelser

Et ophør med krav om udtagning vil betyde, at landbrugsarealet stiger, og at landbrugsproduktionen øges. Der var i 2006-2007 braklagt 148.000 ha (ekskl. dyrkning af non-food). På EU-plan forventes det, at det samlede areal udvides med 2-3 mio. ha., svarende til 2-3% i EU-15. Det antages på EU-plan, at halvdelen af det tvungne brakareal kommer i omdrift. Dertil kommer en del frivillig braklægning, som ikke forventes påvirket af denne ændring af reglerne. De nye EU-lande har intet krav om obligatorisk braklægning.

I nærværende prognose frem til 2015 forudsættes, at ophør af udtagningsforpligtigheden bliver permanent. Ud fra en analyse af de forventede effekter for landbrugserhvervet af sundhedstjekket af EU's landbrugspolitik, skønner DJF, FOI og DMU, at der ud af de 148.000 ha udtagningspligtige braklagte arealer i 2007 på sigt vil være

- 80.000-120.000 ha i omdrift
- 0-20.000 ha med vedvarende græs
- 20.000-60.000 ha som fortsat udyrket

Inddragelse af et brakareal til dyrkning vil medføre et mindre kvælstofforbrug på det øvrige areal, hvorved kvælstofudvaskningen vil være omtrent uændret. I notatet fra DJF, FOI og DMU (2008) vurderes således, at permanent ophør af brakordningen efter to år vil medføre en øget udvaskning på 300-500 tons N.

Det var i analysen forud for VMPIII-aftalen antaget, at udtagning af areal ville reducere den nationale N-kvote. Imidlertid blev der i aftalen indføjet en tekst der betød, at en reduktion i arealet ikke reducerer den nationale N-kvote. Det fremgår imidlertid ikke klart af aftalen, at dette var intentionen. Den miljømæssige effekt af at arealer tages ud af landbrugssektoren vil derfor være mindre end forventet. Omvendt betyder denne justering også, at udvaskningen er stort set uændret ved opdyrkning af tidligere udtagne arealer.

Det konkluderes, at permanent ophør af brakordningen efter to år kun vil have begrænset indflydelse på kvælstofudvaskningen.

Det vurderes, at mange brakarealer i Vestdanmark er inddraget for at øge harmoniarealet, mens opdyrkingen af arealer i Østdanmark primært skyldes muligheden for merindtjening fra planteavl. Baseret på dækningsbidragskalkuler vil et øget omdriftsareal i 2007 have øget indkomsten med op imod 3.000 kr. pr. ha ved normalt udbytte. Imidlertid vurderes udbyttet på de inddragne arealer at være under middel. Med et udbyttelniveau på 10-20% under gennemsnit skønnes det, at indtjeningen har været 1.000 - 2.000 kr. pr. ha. Gevinsten ved at inddrage 80-120.000 ha udgør således 100-200 mio. kr. årligt i den periode, hvor kvælstofildelingen på det øvrige areal er uændret, nemlig 2 år.

Herefter vil det i de fleste tilfælde fortsat være en fordel at tildele kvælstof til de "nye" arealer frem for lidt mere til de eksisterende arealer, idet marginalværdien her er højest. Dertil kommer at

arealerne skal angives som værende i drift for at bedriften kan få en N-norm til afgrøden på arealet.

Ændringer i harmonikravene kan betyde, at der på kvægbedrifter i 2009 bliver et større krav til harmoniareal, og det kan øge omfanget af brakarealer i omdrift. Det må dog bemærkes, at det øgede pres især vil ligge i de egne, hvor opdyrkning af brak allerede er længst fremskredet.

Der vil sandsynligvis være en tendens til, at arealer, der først er taget ind i omdrift vil forblive i omdrift, selvom priserne falder igen. Der er i dag en række MVJ-arealer, der kunne komme i omdrift, såfremt der kommer meget høje kornpriser. Det er antaget at meget få af disse arealer kommer i omdrift, da der er tale om vådområder, 20-årigt udtagne arealer m.m. Det samlede landbrugsareal forventes således at falde til 2,6 mio. ha i 2015, hvilket er et fald på næsten 150.000 ha over 10 år, idet det antages, at landbrugsarealet var 2,77 mio. ha i 2005.

Det økologiske areal

Økologisk jordbrug indgik som et virkemiddel i VMPII, men er ikke et virkemiddel i VMPIII, hvorfor der ikke er et mål for en vækst i det samlede økologiske areal i VMPIII.

I løbet af perioden 2003-2007 er antallet af økologiske bedrifter faldet med ca. 900. Det økologiske areal inkl. omlægningsarealer er faldet i perioden 2003-2006, mens der i 2007 igen er sket en lille stigning. Samlet set er det økologiske areal faldet med ca. 20.000 ha fra 2003- 2006. Det vurderes, at der fremover vil ske en vækst i det økologiske areal, således at arealet i 2011 vil være godt 20.000 ha større end i 2003.

DJF har gennemført en vurdering af effekten af økologisk jordbrug set i forhold til kvælstofudvaskningen fra et konventionelt jordbrug i 2003. Det vurderes, at økologisk planteavl medfører en øget udvaskning på 7 kg N pr ha, mens økologisk kvægdrift medfører en reduktion i udvaskningen på 43 kg N pr ha. Ved en vægtning mellem de to bedriftstyper vurderes, at den gennemsnitlige effekt af omlægning fra konventionel til økologisk jordbrug er en udvaskningsreduktion på 17 kg N pr. ha.

Det vurderes på denne baggrund, at udvaskningen på landsplan er steget med 340 tons N fra 2003 til 2007 som følge af nedgangen i det økologiske areal. Effekten af økologisk drift medtages ikke i prognosen for udviklingen fra 2007 og frem til 2015, idet økologisk drift forventes at stige igen. Faldet i arealet har i perioden også reduceret støttebehovet, men omfanget er ikke opgjort nærmere.

Tablet 17. Udviklingen i økologisk jordbrug 2003-2007. Kilde: Plantedirektoratet

	2003	2004	2005	2006	2007
Antal autoriserede bedrifter	3.510	3.034	2.892	2.662	2.607
Økologisk dyrkede arealer og omlægningsarealer, ha	165.148	156.881	147.482	141.019	145.393

Udvikling i husdyrproduktion

Det vurderes, at mælkekvoten øges med 7% frem mod 2015, hvorefter kvoten forventes at falde bort. Det vurderes, at dette reelt vil øge mælkeproduktionen med 4,4%, og at prisen reduceres med ca. 9%, da en stor del af den øgede mælkemængde skal sælges uden for EU (Hansen, 2008).

Samlet forventes der således et fald i bestanden af malkekøer på 1% fra 2007 til 2008 og derefter et fald på 0,4% pr. år frem mod 2015. Det årlige fald i antallet af malkekøer forventes at blive mindre end hidtil grundet stigningen i mælkekvoten. Meget er dog afhængigt af den pris, som mælken kan afsættes til specielt uden for EU. Det samme fald er indlagt for andre typer kvæg, men som angivet i Hansen (2008) kan faldet godt blive større for ungtyre og andre handyr.

I analysen foretaget af Hansen (2008) antages det, at kornprisen vil være på ca. 130 kr., og at mælkeprisen ender på 2,40 kr. pr. kg. Med denne mælkepris falder indtjeningen med 1.000 kr. pr. malkeko pr. år.

For svin har der det senest år været et fald både i bestanden og antallet af slagtninger. Danish Meat Association forklarer det med, at der i tider med lave priser sker en stor strukturudvikling, idet mange stopper. Samtidig er lave priser et godt tidspunkt at øge produktionen billigt. Imidlertid har forsinkelserne i relation til husdyrgodkendelsesordningen betydet, at svineproduktionen er lavere end forventet.

Produktionen forventes at stige i 2009, og det betyder flere slagtninger frem mod 2011, men også eksporten af smågrise forventes at stige lidt fra 2008 til 2015. Der har været en kraftig stigning i eksporten fra ca. 2 mio. stk. i 2003 til ca. 5 mio. i 2007, og der forventes en stigning til 5,5 mio. stk. i 2011 og 2015, men stigningen kan blive større. Den hidtidige udvikling i 2009 underbygger dette, idet eksporten af smågrise i 2008 blev 6 mio. stk. Udviklingen i det første kvartal i 2009 synes at indikere at eksporten kan blive 8 mio. stk. i 2009.

For mælkeproduktionen forventes som nævnt en stigning på 0,6% om året frem mod 2015. Med en ydelsesstigning på 1% betyder det, at der stadig sker en lille reduktion i bestanden af malkekøer. Reduktionen for andet kvæg (fx ungtyre) kan blive større, men er her forudsat som værende på samme niveau som for malkekøer.

Det har efterfølgende vist sig, at den regulering af fedtprocenten, der var indeholdt i den endelige udgave af sundhedstjekket vil betyde en yderligere stigning i den danske mælkekvote på ca. 2,4% i 2009. Dette element er ikke indeholdt i denne analyse. Det har betydet, at antallet af køer er steget mere i slutningen af 2008 end tidligere forventet, og produktionen svarer til kvoten.

Grundlæggende passer de angivne forudsigelser godt sammen med det, der er modelleret i et EU projektet AGMEMOD om den fremtidige EU fødevarerproduktion, som FOI har deltaget i (Jensen, 2008). En mere detaljeret beskrivelse af forventningerne fremgår af Jacobsen (2008).

Fosfor

Reduktion af fosforoverskud

Målet i Vandmiljøplan III var en halvering af fosforoverskuddet fra 32.700 tons P i 2001/2002 til 16.350 tons P i 2015. For at nå dette indføres en afgift på 4 kr. pr. kg mineralsk fosfor, ligesom det forventes at ny viden fra forskningsprogrammer vil forbedre balancen med 3.000 tons N. I perioden fra 2005 til 2009 sker der en reduktion på 25%, hvorefter der i perioden fra 2010 til 2014 sker en yderligere reduktion på 25%. Gennemgangen behandler først fosforafgiften (forventninger og realiseret), hvorefter omfanget af randzoner belyses.

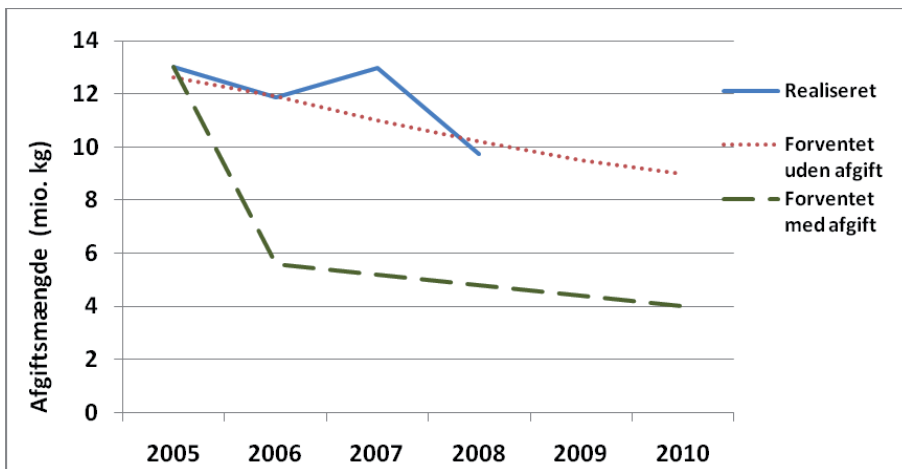
Forventet effekt af fosforafgift

Som en del af Vandmiljøplan-III aftalen blev det besluttet, at der skulle introduceres en afgift på mineralsk fosfor på 4 kr. pr. kg P som tilsættes foderblandinger. Formålet med afgiften var at skabe incitament blandt landmænd til substitution af mineralsk fosfor med fytase. Gennem en sådan substitution forbedres husdyrenes optagelse af naturligt fosfor i foder og dermed opnås en reduktion i indholdet af fosfor i husdyrgødningen. Men mange faktorer skal være på plads for at denne effekt opnås til fulde. Dette er faktorer som at prisen på mineralsk fosfor inklusiv afgift skal være højere end prisen på fytase (priselasticitet blandt landmænd), sikkerhed ved anvendelse af fytase (stoler landmændene på, at det er sikkert at reducere i forbruget af mineralsk fosfor) og let tilgængelighed af fytase. Er disse faktorer på plads, vil en fosforafgift alt andet lige, virke effektivt og som beskrevet.

Om virkningen reelt er omkostningseffektiv afhænger dog af en række andre forhold: Om afgiften reducerer fosfortabet der, hvor dette tab indebærer en stor risiko, i hvor høj grad afgiften fører til

et omkostningseffektivt tilpasningsvalg hos den enkelte forurenere (fleksibilitet og incitament), om den sikrer omkostningseffektiv fordeling mellem forurenere (om det er de rigtige landmænd der foretager ændringer i produktionen), om der er mulighed for at foretage kontrol af om virkemidlet er implementeret og om målet er opnået. Her foretages kun en vurdering af, hvordan fosforafgiften har påvirket forbruget af fosfor i foderet og substitutionen til fytase, mens den egentlige vurdering af omkostningseffektiviteten må afvente et større datagrundlag fra flere år.

Den 1. april 2005 trådte fosforafgiften i kraft. Det var forventet at forbruget af mineralsk fosfor på ca. 13.500 tons P ville falde (Folketinget, 2004). Det blev vurderet, at anvendelsen af mineralsk fosfor uden afgift ville falde til 9.000 tons P i 2010 og at anvendelsen med afgift ville falde til 4.000 tons P (se figur 1). "Det vurderes, at en afgift på over 4 kr. ville miste sit bid som følge af det begrænsede afgiftsgrundlag" (Folketinget, 2004b). Den indkomne afgift bliver tilbageført til erhvervet i form af lavere grundskyld.



Figur 1. Forbrug af afgiftsbelagt mineralsk fosfor Kilde: Skatteministeriet og Folketinget (2004b). Bem. Da afgiften først trådte i kraft 1.4.2005, er der for de første 4 måneder anvendt det formode forbrug jf. Waagepetersen et al., (2008)

Det angives, at den forventede effekt vil være en reduktion i forsikringsfodring på ca. 1.400- 1.600 tons P. Færre husdyr forventes at bidrage med en reduktion på 300 tons P, og endelig betyder større anvendelse af fytase en reduktion af P-overskuddet på 725 – 600 tons P på henholdsvis kort og langt sigt. Endelig forventedes afgiften at ville reducere fosfor i husdyrgødningen med 5.500 tons P på kort sigt, hvorfor anvendelsen af fosfor i handelsgødning vil stige med 275-225 tons P på henholdsvis kort og langt sigt. (Folketinget, 2004). Samlet forventedes at netto P-overskuddet ville falde med 5.000 tons P. Det vurderedes, at provenuet ville være ca. 35 mio. kr. ved uændret adfærd og 15 mio. kr. ved ændret adfærd.

Effekt af fosforafgift

Skatteministeriet har opgjort skatteprovenuet af fosforafgiften siden den blev indført 1.4. 2005. Det fremgår, at afgiftsprovenuet totalt er steget fra 32 millioner kr. i 2005 til 47,4 og 51,9 millioner kr. i 2006 og 2007. Provenuet svarer til et forbrug af fosfor på henholdsvis 8, 11,75 og 13 millioner kg P. For 2008 er det afgiftspligtige forbrug opgjort til 9,8 mio. kg og afgiften er 39 mio. kr.

Dette indikerer, at forbruget af mineralsk fosfor samlet set er steget fra 2005 til 2007. Imidlertid skal man være opmærksom på, at opgørelsen af afgiftsprovenuet kun omfatter 9 måneder af 2005. Forbruget de første 3 måneder af 2005 er anslået til 5 mio. kg P (Waagepetersen et al., 2008), således at det samlede forbrug for 2005 udgør 13 mio. kr. P. Som det fremgår af figur 1,

har udviklingen i forbruget foreløbig været som forventet i en situation uden afgift. Afgiften har altså ikke haft så stor en effekt, som forventet.

Som nævnt forventes en reduktion som følge af faldende husdyrproduktion, men der har været en stigning i husdyrproduktionen i perioden. Hvis forbruget korrigeres for væksten i husdyrproduktionen, således at der opnås en sammenligning af provenuet over årene i kr. pr dyreenhed pr. ha, viser resultatet et faldende forbrug. Antallet af husdyr er steget med 6% fra 2004-2007. Beregnet for dansk svineproduktion er forbruget per dyr faldende, som vist i tabellen nedenfor (Per Tybirk, Dansk Landbrug).

Tabel 18. Fosforbrug målt på kg P pr. ha ved 1,4 DE pr. ha. Kilde: Egne beregninger

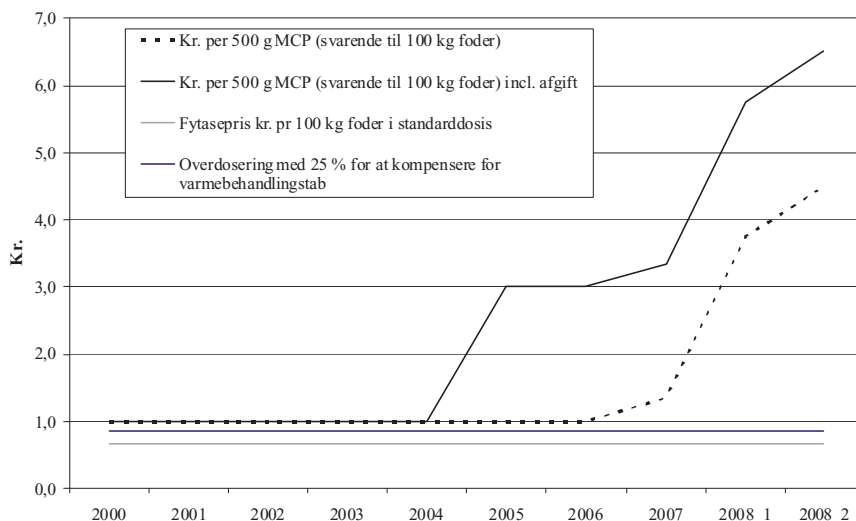
År	Dyreenheder i alt	Kg fosfor pr hektar ved 1,4 DE pr ha.
2000	1.017.000	39
2002	1.091.502	33
2004	1.106.261	31
2006	1.133.953	29
2007	1.174.408	28

Ovennævnte udvikling kan dels skyldes afgiften, men også at fosforprisen og foderpriserne har været stærkt stigende i perioden. Afgiftens effekt er naturligvis påvirkelig af både foder- og svinepriserne, og foderpriserne er generelt steget meget samtidigt med, at blandt andet svineprisen er reduceret på grund af stort udbud på verdensmarkedet. I 2007 udgjorde foderpriserne 70% af de variable omkostninger i svineproduktionen. Prisforholdet mellem svinekød og færdigblandet foder til svin er faldet med hele 44 % fra 2006 til 2007 (FØI; Serie C. 2007). Mens prisen på fuldfoderblandinger er steget med over 20%, så er prisen meget mindre for tillægsblandinger (ca. 2 til 6%).

Fosforafgiften omfatter kun mineralsk fosfor og ikke den totale mængde fosfor i foderet. Dette betyder, at afgiften ikke sikrer en reduktion af den totale mængde fosfor i husdyrgødningen, men kun at sammensætningen mellem mineralsk og naturligt fosfor ændres. En afgift på total fosfor ville i højere grad medføre reduktioner af fosfor i husdyrgødning.

Afgiften har til hensigt at skabe incitament til at mineralsk fosfor i foderet substitueres med fytase, andre fodertyper med højere indhold af naturligt fytase eller en kombination. Formålet med afgiften er øget tilførsel af fytase til foder for at frigive mere af råvarenes naturlige indhold af fosfor. Dette skal sikre et reduceret behov for tilsætning af mineralsk fosfor og dermed et lavere indhold af total fosfor i husdyrgødningen. Men landmanden har, som nævnt, reelt også andre muligheder.

Prisen på fytase relativt til mineralsk fosfor har også betydning for det valg landmændene foretager. Af figur 2 ses prisudviklingen på fytase det sidste årti sammenlignet med prisen på mineralsk fosfor med og uden fosforafgiften. Mens prisen på fytase har været stabil i hele perioden, ses en enorm stigning i prisen på monocalciumfosfat (MCP) i 2007-2008. Prisen på monocalciumfosfat (MCP) steg fra ca. 200 kr. til ca. 900 kr. pr. 100 kg fosfor. Figur 2 viser stigningen i kr. per 100 kg foder for at kunne sammenligne med fytaseprisen. Da der tilsættes 500 gram til 100 kg foder betyder det, at afgiften betyder en prisstigning på 2 kr. pr. 100 kg foder. Prisstigningen i 2006-2008 har som det fremgår været på over 3 kr. pr. kg foder. Der er nogen usikkerhed om priserne på mineralsk fosfor, men det vurderes, at der i perioden har været en betydelig prisstigning. Prisforskellen på fytase og mineralsk foder er dog noget mindre når det sammenholdes med prisen på fx fuldfoderblanding til søer, der er 200 kr. pr. 100 kg jf. FOI's prisstatistik for 2008.



Figur 2. Pris på fytase og mineralsk fosfor 2000-2008 (kr. pr. 100 kg foder). Kilde: Vilomix, personlig samtale med salgschef Niels Erik Olesen

Samlet set er der i perioden sket et fald i fosforoverskuddet på ca. 6.500 tons P fra 2001/02 til 2007/2008, svarende til en reduktion på 23%. Det vurderes, at forbruget af foderfosfat er faldet fra 17.000 tons P i 2001-2002 til ca. 10.000 tons P i 2008. Forbruget forventes at falde med 1.000 tons P pr. år, men den nedre grænse for forbruget vurderes at være ca. 6.000 tons P (Waagepetersen et al., 2008). I forarbejdet blev det vurderet at sikkerhedsmængden på lang sigt kun var 1.500 tons P. Forbruget har de sidste år været svingende grundet prisændringer.

Som det fremgår, har det betalte provenu været mere end dobbelt så højt som forventet da forbruget ikke er faldet så meget som forventet selv når der justeres for flere dyr. Omvendt har der været store prisstigninger, men samlet set har det ikke været så attraktivt som forventet at skifte væk fra mineralsk fosfor til fytase. Dette kunne tyde på at landmænd ikke har så mange attraktive muligheder for substitution af mineralsk fosfor som forventet, og at landmændene måske ikke er så prisfølsomme som forventet og at de måske er usikre på effekten af øget fytase. En mulighed er her, at sætte fosforafgiften op for derved at gøre alternativerne endnu mere attraktive, men selv med de forekomne prisstigninger synes effekten at være begrænset. Det kunne tyde på, at der er behov for en sikkerhedsmargin, hvorfor grænsen for reduktion i fosforforbrug måske er ved at være nået.

At Skatteministeriets prognose omkring fosforbruget ikke holder overrasker ikke, idet det forud for VMPIII analyserne netop blev påpeget, at der på dette område var meget få data og et begrænset kendskab til, hvordan forbruget kunne modelleres, da forbruget af fosfor i modsætning til kvælstof ikke tidligere er blevet analyseret nærmere (se Jacobsen et al., 2004).

Det er generelt sværere at angive en omkostningseffektivitet for fosfor, idet effekten på P-tabet kan være svær at opgøre. At opgøre omkostningerne i forhold til reduktion i fosforoverskuddet kræver her, at der er en klar sammenhæng mellem lavere forbrug af mineralsk fosfor og fosforoverskuddet. Det skal altså antages, at de andre poster i fosforbalancen er uændrede og at afgiften alene er årsag til reduktionen i mineralsk fosfor. Det synes på det foreliggende datagrundlag svært at angive, hvilken effekt afgiften har haft på fosforoverskuddet.

Randzoner

Dyrkningsfrie randzoner langs vandløb og søer tilbageholder fosfor fra de bagvedliggende arealer ved at beskytte vandløbs- og søbrinker mod erosion, hvorved udledningen af fosfor reduceres.

I VMPIII-aftalen blev det aftalt, at der skulle udlægges 30.000 ha med 10 m brede dyrkningsfrie randzoner langs naturlige og målsatte vandløb og søer frem mod 2009 samt yderligere 20.000 ha frem mod 2015. I aftalen er det endvidere forudsat, at randzonerne etableres ved frivillig omplacering af brak langs søer og vandløb, og der er indført et særligt MVJ-tillæg til etablering af randzoner.

Af de økonomiske data fra FødevarerErhverv fremgår, at der i perioden 2005-2007 var etableret yderligere 600 ha MVJ-randzoneareal. Hovedparten, nemlig 344 ha, er etableret i 2007, hvor støttesatsen blev øget til 1.200 kr. pr. ha. Den samlede omkostning til disse ordninger udgør 3 mio. kr., for 5-årige aftaler. Der har i 2008 været en yderligere vækst i arealet, men det er svært at beregne omkostningseffektiviteten, da effekten på P-tabet ikke er beregnet.

Carl Bro (2008) har for Miljøministeriet og Fødevarerministeriet udarbejdet en analyse af arealanvendelsen for 2004 og 2006 i et 10 m bredt randzoneareal langs vandløb og søer over 100 m². I det undersøgte areal indgår også de 2 m lovpligtige dyrkningsfrie randzoner langs naturlige og højt målsatte vandløb og søer. Hovedresultaterne fra undersøgelsen viser, at der fra 2004 til 2006 var en nedgang i udyrkede randzoner på ca. 4.000 ha. Det vil sige, at der har været en nedgang i det totale randzoneareal, så der er færre dyrkningsfrie randzoner end ved starten af VMPIII-perioden.

Undersøgelsen bekræfter således den stikprøveundersøgelse, som FOI lavede i marts 2006, der med udgangspunkt i et telefoninterview med 29 landmænd også fandt, at ca. 30-50.000 ha af randzonearealet var dyrket (Jacobsen, 2006). Det har således fra starten været en stor udfordring at skabe yderligere 50.000 ha randzoner, da det stort set svarer til det samlede dyrkede randzoneareal.

Carl Bro oplyser, at en række ekstensivt dyrkede arealer, som i deres undersøgelser indgår som udyrkede randzoner, ifølge Fødevarerministeriets definition skal flyttes til kategorien dyrkede randzoner. Det fremgår af bilag til rapporten, at disse ekstensivt dyrkede arealer består af 12.000 ha braklagte arealer og nogle græsarealer, der dyrkes i et vist omfang. Såfremt de kommer i omdrift vil der være 50.000 ha dyrkede randzoner. Carl Bro vurderer herved, at der i 2004 var 50.000 ha dyrkede 10 m randzoner til rådighed for omlægning til dyrkningsfrie randzoner. I kategorien af udyrkede randzoner indgår både i 2004 og 2006 braklagte arealer. Med permanent ophør af braklægningsordningen forventes arealet med dyrkningsfrie randzoner at falde yderligere.

Arealet med 10 m dyrkningsfrie randzoner er faldet siden 2004, og de statslige omkostningerne til ordningerne er meget lavere end forventet. Omkostningerne vurderes til ca. 0,7 mio. kr. årligt til de 700 ha randzoner der var aftale om ved starten af 2008.

Samlede omkostninger og omkostningseffektivitet

Udviklingen i landbruget var vurderet til at give en reduktion i N-udvaskningen på 7.200 tons N i perioden fra 2004 til 2009, men der har kun været en reduktion på 300 tons. Når også udviklingen i det økologisk areal i samme periode indregnes, er der tale om en mindre stigning i N-udvaskningen.

Når dette element ikke giver den forventet effekt skyldes det, at færre arealer er ekstensiverede, og at der med enkeltbetalingsordningen er kommet flere landbrugsarealer, hvorfor det er sværere at opgøre omfang af arealet, der er taget ud af landbrugssektoren. En anden årsag er, at kvælstof, der tidligere blev tildelt arealer, der går ud af drift, kan anvendes på andre arealer, hvilket ikke var forventet da miljøeffekten af udtagning blev analyseret forud for VMPIII. Omvendt har denne

omlægning betyder, at ophør med braklægningsordningen ikke på sigt øger N-udvaskningen markant.

Skovrejsning forventes at nå arealmålet på 11.400 ha i første periode, men miljøeffekten opnås ikke, da den frigivne N-norm anvendes på andre arealer. De samlede omkostninger forventes at blive lidt højere end forventet nemlig 374 mio. kr. (se tabel 19).

Table 19. Oversigt over forventningen til areal, kvælstofreduktion og omkostninger pr. periode i VMPIII samt i prognosen for 2005-2009 (løbende priser)⁴⁾. Kilde: Egne beregninger

	Forventning i VMPIII 2005-2009				Prognose 2005-2009			
	Areal (ha)	Red. N- udvask. (tons N)	Erhverv (mio. kr.)	Stat (mio. kr.)	Areal (ha)	Red. N- udvask. (tons N)	Er- hverv (mio. kr.)	Stat (mio. kr.)
Udvikling i landbruget		7.200	--	--		-40		
- udtagning af areal								
- CAP reformen								
- husdyrhold og foder								
- Økologisk jordbrug								
Skovrejsning	11.400	450	--	348	11.400	0	--	374
Vådområder (VMP II type)	4.000	1.050	--	140	4.000	980	--	205 ¹⁾
Yderligere MVJ i alt	(>4.000)	400	--	262 ³⁾	340-	150-	--	134 -
- Plejeordninger	7.000	80-150		54-80	1.300	250		204
(net.) ²⁾	2.500-	250-		185	6.500	0		39 -
- Vådområder	3.200	320			1.500-	150-		46
					2.500	250		95- 158
Øget krav til efterafgrøder	40.000	2.100	50-80	--	13.000	420	45	--
Stramning til kravet af minkgødning		100	3	--		130	3	--
I alt før brak og ændret husdyrudnyttelse		11.300	53-83	750		1.690	48	713-783

For vådområder indgår den tidligere medfinansiering der skulle foretages af amterne.

MVJ plejeordning er omkostningen 1.200 – 1.400 kr. pr. ha. Der antages 5 årige tilsagn. For vådområder udgør anlæg 11.800 kr. pr. ha og støtte 2.575 kr. pr. ha i 20 år (opgjort i løbende priser som i aftalen).

I den oprindelige finansiering af MVJ indgik 375 mio. kr. I udmøntningen blev der afsat ca. 113 mio. kr. til randzoner og 54 mio. kr. til andre MVJ ordninger. (Jacobsen, 2004).

For vådområder (VMPII princip) og MVJ-ordninger omfatter omkostninger også 2004.

Etablering af vådområder ud fra VMPII-principperne forventes at blive dyrere end først anslået, idet den samlede omkostning er opgjort til 205 mio. kr. Når det realiserede beløb er højere, skyldes det bl.a., at de tidligere amters medfinansiering på ca. 20.000 kr. pr. ha ikke indgik i VMPIII-aftalen. Korrigeret for dette er de realiserede omkostninger lidt lavere end forventet for de 4.000 ha (Jacobsen, 2004).

Vådområder etableret under MVJ-ordningen med løbende udbetaling har grundet det mindre omfang kostet 100-150 mio. kr., hvilket er mindre end forventet. Omkostninger pr. ha er kun lidt lavere end forventet.

Plejeordningerne har ikke som forventet bidraget til at reducere N-udvaskningen; de kan dog have markante, men ikke opgjorte, natureffekter. De samlede omkostninger ved ordningerne er anslået til ca. 40 mio. kr. baseret på 5-årige aftaler.

Øgede krav til efterafgrøder er blevet billigere end forventet, idet mange har benyttet sig af muligheden for at etablere 100% grønne marker. Omkostningerne pr. ha vurderes som uændrede, idet de i aftalen er angivet til 250-500 kr. pr. ha over 5 år. Samlet er omkostningerne faldet fra 50-80 millioner til 45 millioner. I det sidste år 2008/2009 indgår øgede efterafgrøder, hvorfor omkostningen alene i det år er 27 mio. kr.

Omkostningerne ved stramning af kravet til minkgødning er uændret på 3 millioner kr. for perioden.

Som det også fremgår, så er den opnåede reduktion i N-udvaskningen meget mindre end forventet, idet der opnås en effekt på ca. 1.700 tons N mod en forventet effekt på 11.300 tons N i første periode. Der er i den teknisk-biologiske midtvejsevaluering ikke beregnet en samlet effekt for perioden 2005-2009, men den angivne miljøeffekt pr. ha i dette notat følger konklusionerne i den teknisk-biologiske midtvejsevaluering af VMPIII (Waagepetersen et al., 2008).

De højere omkostninger målt i forhold til de opnåede effekter fremgår også af tabel 20, hvor omkostningseffektiviteten er angivet. For skovrejsning og græsordninger under MVJ opnås der ikke nogen reduktion i N-udvaskningen, hvorfor omkostningen pr. kg N er uendelig høj.

Såfremt udvikling i landbruget holdes udenfor sammenligning, var der forud forventet en reduktion på 4.100 tons N til en årlige omregnet omkostning på 77 mio. kr. Her er omkostninger ved vådområder og skovrejsning udregnet over 20 år og medfinansiering af skovrejsning fra kommuner og vandværker indgår ikke. Dette giver en omkostningseffektivitet på 19 kr. pr. kg N.

I denne midtvejsevaluering er den samlede effekt opgjort til 1.700 tons N, og de årlige omkostninger er opgjort til 70 mio. kr., hvilket giver en omkostningseffektivitet på 41 kr. pr. kg N. Det konkluderes derfor, at omkostningerne pr. kg N er blevet dobbelt så høje som forventet.

En del af forklaringen er, at implementeringen af reguleringen har betydet, at fx skovrejsning ikke har haft nogen miljøeffekt, men også at omfanget af efterafgrøder er blevet mindre end forventet.

Tabel 20. Oversigt over forventningen til arealimplementering og reduktion i kvælstof-udvaskning i VMPIII samt prognosen frem til 2015. Kilde: Egne beregninger

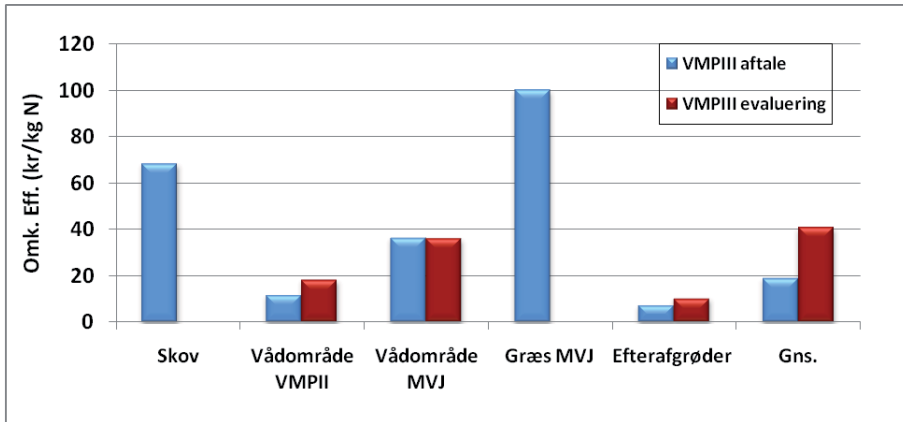
	Forventning i VMPIII 2005-2009			Midtvejsvurdering 2005-2009		
	Omk/ha /år	Kg N/ha	Kr./kg N	Omk/ha /år	Kg N/ha	Kr./kg N
Skovrejsning	2.700	39	69	2.860	0	---
Vådområder (iværksat under VMP II)	3.050	265	12	4.479	245	18
Yderligere MVJ,						
- Plejeordning	1.000	0	---	1.200	0	---
- Vådområder	4.000 ¹⁾	100	40	3.600	100	36
Øget krav til efterafgrøder	250-500	37	7-14	330	32	10
Stramning af kravet til udnyttelse af minkgødning			4			4
Samlet vurdering af periode 2005-2009²⁾			19			41

Bem. Anvendte annuitetsfaktor (20 år og 6%) = 0,0872

Tilsagn omfattede 8.400 kr. pr. ha til anlæg og 3.250 kr. pr. ha i 20-årig støtte.

For aftalen indgår en omkostning på 77 mio. kr. årligt og en effekt på 4.100 tons N, mens der for midtvejsevalueringen indgår en årlig omkostning på 70 mio. kr. og en effekt på 1.730 tons N.

I tabel 20 tages der udgangspunkt i de årlige omkostninger i projektperiodens længde som diskuteret i Jacobsen (2004). Det fremgår, at ud fra en budgetmæssig vurdering så synes stramning af kravet til udnyttelse af husdyrgødning og øget krav til efterafgrøder at være de billigste. Skovrejsning og MVJ-ordninger, der ikke omfatter vådområder er de dyreste virkemidler målt i kr. pr. kg N. Der kan dog for begge virkemidler være en række andre fordele i form af reduceret pesticidforbrug og biodiversitet m.m. som ikke indgår i opgørelsen.



Figur 3. Omkostningseffektivitet (kr. pr. kg N reduceret udvaskning). Kilde: Egne beregninger

For fosfor har det afgiftsbelagte forbrug har været meget højere end forventet, hvorfor provenuet er på noget højere niveau end forventet. Det skyldes flere forhold omkring produktion og minimumstildeling, mens priserne skulle have givet et øget skift mod brug af fytase.

Når analysen rammer så meget forkert, skyldes det også, at der ikke er et stort erfaringsgrundlag for effekter af afgifter i forbindelse med fosfor. Det var således et særdeles usikkert datagrundlag og begrænsede erfaringer med sådanne analyser, der lå bag vurderingerne af effekterne, som også diskuteret i Jacobsen et al. (2004). Der har i perioden været en kraftig prisstigning, som skulle have reduceret forbruget af mineralisk fosfor, men dette har ikke været tilfældet. De manglende randzoner har, som det fremgår, reduceret de offentlige omkostninger betydeligt.

Tabel 21. Fosfor virkemidler omfang og omkostninger

		Forventning i VMPIII 2005-2009		Prognose 2005-2009	
		Mineralisk fosfor Tons P	Omk. (mio. kr.) Erhv. - Stat	Mineralisk fosfor Tons P	Omk. (mio. kr.) Erhv. - Stat
Fosforafgift	2004 (uændret)	13.500			
	2005 (ændret adfærd)	8.300	33	13.000	52 ¹⁾
	2007 (ændret adfærd)			13.000	52
	2010 (ændret adfærd)	4.000	15	9.000	
	Afgift i alt 05-09		60		206
Randzoner (ha) ²⁾		30.000 ha	113	0 ha	2

Bem:

¹⁾ Forbruget er omregnet til årsforbruget idet afgiften først trådte i kraft pr. 1.4.2005. Omkostninger erhverv svarer til provenu. Samlet afgift omfatter 32, 47, 52, 39 og 36 mio. kr. i perioden 2005-2009.

²⁾ Omkostninger ved randzoner er ca. 30.000 ha * 750 kr. = 23 mio. kr. årligt over 5 år. Udbetaling på 2 mio. kr. i 2005-2009 er baseret på et areal på 700 ha a 1.000 kr. pr. ha i 2007, 2008 og 2009.

Den lavere anvendelse af randzoner har som tidligere angivet betydet, at effekten og omkostningerne er meget begrænset. Yderligere vil opdyrkning af tidligere braklagte arealer kunne betyde, at fosfortabet øges.

Som det fremgår af tabel 21, så er afgiften blevet noget højere end forventet svarende til en stigning fra 60 til 200 mio. kr. Omvendt er statens omkostninger til randzoner meget mindre end forventet grundet de meget få randzonearealer.

I VMPIII-aftalen var de samlede omkostninger 200 mio. kr. fordelt med 80% til reduktion af kvælstoftabet og resten til at reducere fosfortabet. I planen betaler erhvervet 13% af omkostningerne.

Midtvejsevalueringen viser, at de offentlige omkostninger er lidt lavere end forventet i aftalen svarende til ca. 150 mio. kr. årligt. Erhvervet betaler ca. 50 mio. kr. årligt, hvoraf 40 mio. kr. er relateret til fosforreguleringen. Det er således staten der betaler langt hovedparten af VMPIII, hvor der i VMPII var en ligelig fordeling af omkostningerne mellem det offentlige og erhvervet (Jacobsen, 2004). (se tabel 22).

Tabel 22. De samlede omkostninger og årlige omkostninger 2005-2009 (mio. kr.). Kilde: Egne beregninger

	VMPIII aftale		Midtvejsevaluering	
	Samlet	Årligt	Samlet	Årligt
N-regulering i alt	803-833	164	761 - 831	159
P-regulering i alt	173	35	208	41
I alt	976 - 1.006	198	969 - 1.039	201
- heraf staten	863	173	715 - 785	150
- heraf erhvervet	113 - 143	26	254	51

Konklusion

Den ønskede miljøeffekt i form af reduceret N-udvaskningen opnås ikke i den første planperiode fra 2005 til 2009. Selvom effekterne på N-udvaskningen er noget lavere end forventet, så er de samlede omkostninger ved kvælstofreduktionen kun lidt lavere end forventet, idet mange af de billigere gevinster ikke opnås.

De årlige omkostninger i perioden 2005-2009 var i aftalen angivet til ca. 200 mio. kr. årligt fordelt med 164 mio. kr. til reduktion af tabet af kvælstof og 35 mio. kr. for at reducere fosfortabet. Analysen i dette notat viser, at de samlede omkostninger bliver ca. 200 mio. kr. fordelt med 159 mio. kr. årligt for kvælstof og 41 mio. kr. for fosfor.

Af disse omkostninger bærer erhvervet ca. 50 mio. kr. og det offentlige ca. 150 mio. kr.. Målt i forhold til reduktionen i N-udvaskningen, viser analysen, at omkostningerne er steget fra 19 til 41 kr. pr. kg N.

EU's – landbrugsreform har ikke givet den forventede effekt, bl.a. fordi færre arealer end forventet er blevet taget ud af produktion.

Vådmarker og efterafgrøder er fortsat omkostningseffektive. Skovrejsning er langt mindre omkostningseffektivt målt i forhold til reduktionen i N udvaskningen. At omkostningseffektiviteten er blevet ringere end forventet skyldes at N-tildelingen som følge af justeringer af normsystemet er tildelt andre arealer, hvorfor der ikke kommer en besparelse på N-udvaskningen. Skovrejsningens mange positive gevinster for natur, rekreation mv. er ikke medregnet her, men bør naturligvis lægges til grund for vurderinger af skovrejsningens velfærdsøkonomiske effekt.

Fosforoverskuddet er faldende, men fosforafgiften synes ikke at have haft den forventede effekt. Dertil kommer at målsætningen om randzoner langt fra indfries. Det er vigtigt i den fremtidige

implementering af virkemidler at sikre, at der er sammenhæng mellem mål og virkemidler, således at midlerne anvendes i et realistisk omfang. Specielt ved ønsket om randzoner har der ikke været den fornødne sammenhæng mellem instrumenter og mål, idet målsætningen omfattende næsten alle randzoner. Fosforafgiften bør nok analyseres nærmere i lyset af den viden, der er opnået siden den blev indført. På den måde kan der opnås en realistisk vurdering af den forventede adfærdsændring og effekt på P-overskuddet.

Referencer

- Carl Bro 2008. Kortlægning af 10 m randzoner langs målsatte og ikke-målsatte vandløb og søer over 100 m² i Danmark. 31pp. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Miljøministeriet. www.mst.dk.
- DJF, FOI, DMU 2008. Notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagningsforpligtigheden, 20. august 2008. 15 pp. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Finansministeriet 1999. Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomisk konsekvensvurdering. November 1999.
- Folketinget 2004a. Aftale om Vandmiljøplan III 2005-15 mellem regeringen, Dansk Folkeparti og Kristendemokraterne. 2. april 2004.
- Folketinget 2004b. Forslag til lov om afgift af mineralsk fosfor i foderfosfat. L 238. Fremsat den 28. april 2004.
- Hansen L.B., Källström M., Brodersen, S.L. & Hasler, B. 2009. Vådområder 2004-2007 – omkostninger og effekt. Arbejdsrapport fra Aarhus Universitet, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse. (Under udarbejdelse).
- Jacobsen, B.H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T.; Hasler, B.; Hussain, Z.B.; Huusom, H.; Jensen, J.D.; Schou, J.S. & Ørum, J.E. 2004. Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet – Forarbejde til Vandmiljøplan III. Rapport nr. 167. Fødevareøkonomisk Institut.
- Jacobsen, B. H. 2004. Økonomisk Slutevaluering af Vandmiljøplan II. Rapport nr. 169. Fødevareøkonomisk Institut. 116 p.
- Jacobsen, B.H. 2006. Randzoner langs vandløb og søer – potentiale, holdninger og barrierer. Notat af 14. februar 2006. Udarbejdet for Fødevareministeriet. Fødevareøkonomisk Institut.
- Jacobsen, B. 2008. Notat om arealanvendelse, husdyrproduktion og økologisk areal frem mod 2015 til brug for midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Internt notat. Fødevareøkonomisk Institut, København Universitet.
- Kronvang, B. 2009. Miljømæssige gevinster ved etablering af randzoner langs vandløb. Indlæg ved temadag om Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. IDA Miljø.
- Plantedirektoratet 2008. Afrapportering fra arbejdsgruppen for evaluering af virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen samt øvrige kvælstofrelaterede indsatser i VMPIII. Rapport fra undergrupperapport baseret på bidrag fra DJF, DMU og FOI.
- Waagepetersen, J.; Grant, R., Børgesen, C.D. & Iversen, T.M. 2008. Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. DJF og DMU ved Aarhus Universitet.

Baggrundsnotater

1 Notat vedr. opgørelse af landbrugsarealet i Danmark fra 2003 og fremefter til brug for VMPIII

Ruth Grant
Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

1.1 Baggrund og konklusion

Til brug for årlige statusrapporter samt evaluering af VMPIII i 2008 er der behov for en tidsserie af landbrugsarealet i Danmark fra 2003 og fremefter.

Danmarks Statistik (DS) opgør det dyrkede areal i Danmark med udgangspunkt i landbrugets indberetning til FødevarerErhverv i forbindelse med ansøgning om EU-landbrugsstøtte. I 2005 blev indberetningen ændret fra den tidligere hektarstøtteordning til enkeltbetalingsordningen. Ændringen betød at alle arealer blev støtteberettiget, hvilket medførte en stigning i det indberettede areal. Danmarks Statistiks opgørelse af det dyrkede areal steg hermed fra 2.645.304 ha i 2004 til 2.707.236 ha i 2005. Det er især græsarealet, der er steget, men også arealet med juletræer og gruppen 'Øvrige afgrøder' er steget.

Idet der således er sket en ændring i baggrunden for Danmarks Statistiks opgørelse af det dyrkede areal i 2005, er denne ikke velegnet til brug for VMPIII evalueringen. Til belysning af denne problematik blev der afholdt et møde den 28. juni 2007 med deltagelse af afholdt Danmarks Statistik, Danmarks Miljøundersøgelser, Plantedirektoratet og Skov- og Naturstyrelsen. Alle deltagere i mødet støttede op om en løsning på problemstillingen der indebærer at landbrugsarealet til VMPIII evalueringen opgøres direkte på baggrund af landbrugets indberetning til FødevarerErhverv, samt at der foretages en korrektion af arealerne før 2005, svarende til de ekstra arealer der blev indberettet i 2005 og 2006.

Nedenfor er beskrevet hvorledes Danmarks Statistik opgør det dyrkede areal samt hvorledes DMU og DJF vil opgøre landbrugsarealet til VMPIII.

1.2 Danmarks Statistiks opgørelser af arealer

Danmarks Statistik opgør to typer af arealer, henholdsvis det dyrkede areal og høstede areal:

Det dyrkede areal i Danmarks Statistik er en markedsorienteret opgørelse og omfatter bedrifter større end 5 ha. Grænsen for afskæring er fastsat i henhold til aftale med EU, således at opgørelsen er sammenlignelig med de øvrige EU landes opgørelser. Opgørelsen er baseret på en population på omkring 50% af DS's liste over bedrifter større end 5 ha. Arealopgørelsen for denne population hentes fra de pågældende bedrifters indberetning til FødevarerErhverv. Stigningen i det dyrkede areal i 2005 er en kombination af at det indberettede areal er steget og at der er 'flyttet' areal fra bedrifter større end 5 ha til mindre bedrifter, som nu selv søger landbrugsstøtten.

Det høstede areal i Danmarks Statistik omfatter alle bedrifter. Før 2005 blev dette areal opgjort som det dyrkede areal tillagt en korrektionsfaktor. Fra 2005 og fremefter opgøres høstarealet ved et direkte udtræk fra landbrugets indberetning til FødevarerErhverv.

1.3 Opgørelse af arealer til VMPIII

Til analyser i VMPIII er der behov for en ubrudt tidsserie af landbrugsarealet, hvorfor opgørelserne i Danmarks Statistik ikke er anvendelig hertil. I stedet opgøres landbrugsarealet ved et direkte udtræk af landbrugets indberetning til FødevarerErhverv. Dataene trækkes ud fra det Generelle Landbrugsregister og vil i det følgende blive benævnt GLR arealet. Danmarks Statistik har

stillet deres 'oversættelsestabel' til rådighed til gruppering af GLR afgrøder i de afgrødegrupper som DS arbejder med. Dog er der mulighed for at dele græsafrøderne op i henholdsvis græs med normalt udbytte og ekstensivt græs. Denne opdeling er ikke mulig før 2005. Arealopgørelserne for 2003-06 er anvendt til at trække følgende generelle konklusioner frem:

Arealet med salgsafgrøder (korn, bælgsgød, kartofler sukkerroer, frø, og olieplanter) er på ensartet niveau for årene 2003-06

Det totale areal med foderafgrøder er steget i 2005 (både omdriftsareal og vedv. græs). Det viser sig imidlertid at de ekstensive græsarealer (benævnt ekstensiv, græs med lavt el. meget lavt udbytte, eller græs uden kode) stort set kan forklare denne stigning. Det er derfor sandsynligt at disse arealer altid har været der, men kun er blevet indberettet i meget lille omfang før 2005. Det er derfor valgt at korrigere 'Græs i omdrift' før 2005 med de ekstensive græsarealer indberettet i 2005 og 2006, mens det for 'Vedv. Græs' er valgt at korrigere arealet før 2005 med stigningen i det indberettede 'Vedv. Græsareal' i 2005 og 2006.

Det udtagne areal er faldet i 2005. Dette skyldes at afgrødebetegnelsen 'Brak' i 2005 og fremover alene repræsenterer den obligatoriske brak, mens der er kommet en ny gruppe til, som betegnes 'Udyrket'. Således er summen af de to arealgrupper på nogenlunde samme niveau i perioden 2003-06.

Arealet med frugt, grønt og bær er ensartet i perioden 2003-06.

Arealet med juletræer er steget i 2005, hvilket sandsynligvis skyldes at ikke hele juletræsarealet er indberettet tidligere. Det er derfor valgt at korrigere arealet med juletræer før 2005 med det ekstra indberettede areal i 2005 og 2006.

Øvrige afgrøder angiver de arealer hvor afgrøderne ikke falder ind under en af de ovenfor beskrevne afgrøder. I nærværende opgørelse er dog ikke medtaget arealer med GLR afgrøderne 'Naturlignede arealer', 'Ukendt afgrøde' og 'Ugyldig afgrødekod'. Arealet med 'Øvrige afgrøder' får herved minimal betydning.

Landbrugsarealet, som anvendes i VMPIII evalueringen, omfatter herved arealet med landbrugsafgrøder, ekstensive græsarealer, juletræer, frugt og grønt samt udtagne og udyrkede arealer.

Med de nævnte korrektioner opnås et landbrugsareal for årene 2003-2006 på henholdsvis ca. 2.761.000, 2.767.000, 2.777.000 og 2.746.000 ha. For 2007 og 2008 er arealet faldet til henholdsvis 2.731.000 og 2.712.000 ha.

Tabel 1. GLR arealet (1000 ha) opdelt i henhold til DS afgrøder

	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Korn ialt	1505	1510	1507	1493	1446	1496
Vinterhvede	655	660	664	677	681	627
Vårhvede	13	15	12	9	8	10
Rug	35	32	27	27	30	29
Vinterbyg	131	125	139	159	169	129
Vårbyg	584	582	566	520	462	586
Havre	49	53	58	61	56	74
Triticale	28	32	31	32	32	35
Andet korn	9	8	10	8	7	7
Bælg­sæd til modenhed	32	26	17	10	6	4
Rodfrugter ialt, konsum	86	90	87	80	81	77
Læggekartofler	3	5	5	4	5	4
kartofler til melproduktion	20	20	19	19	21	19
Spisekartofler	13	16	16	15	16	17
Sukkerroer	50	48	47	41	39	36
Industrifrø ialt	107	123	112	126	179	173
Raps	107	123	112	125	179	172
Anden Industrifrø	0	0	0	0	0	1
Frø til udsæd	87	92	97	101	87	79
Ialt, ikke grovfoder	1817	1842	1819	1809	1798	1829
Græs og grøntfoder i omdrift	468	475	489	486	497	528
Fodderroer	8	6	5	4	4	4
Lucerne, kæøver, økobælgfoder	4	4	5	4	4	4
Majs	118	130	137	137	147	163
helsæd – korn og bælg­sæd	111	105	77	64	61	52
Græs og kløver i omdrift, uden ekst. græs	228	229	265	276	282	305
Græs og kløver i omdrift, ekst. græs	468	475	489	486	497	528
Vedv. græs	161	158	230	226	219	214
Brak / ikke dyrket	198	176	196	184	178	94
Udtaget areal*	198	176	176	169	165	82
Ikke dyrket (frivillig brak)			20	16	13	12
frugt, bær, grønt	17	17	18	18	17	20
Juletræer	10	10	23	21	21	21
Øvrige afgrøder	0	0	2	2	2	6
Korrektion						
græs, ekst.	8	8				
vedv. græs, ekst	68	68				
Juletræer	13	13				
I alt	2761	2767	2777	2746	2731	2712

2 Landbrugsregisterdata anvendt i regionale og landsdækkende beregninger af N og P tab

Christen Duus Børgesen
Inge T. Kristensen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Ruth Grant
*Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet*

Formålet med dette notat er at give en beskrivelse af forudsætninger og metoder der er anvendt i opstilling af årlige landsdækkende landbrugsdatasæt. Datasættene indeholder informationer over den geografiske fordeling af afgrøder og gødningsforbrug på bedriftsniveau / markblokniveau ud fra landbrugsregistre fra 2003 og fremefter. Det er målet at datasættene skal kunne anvendes til opgørelser af kvælstof- tab / -balancer og fosfor-balancer fra landbrugsjord på regionalt- og lands-niveau. Datasættene skal således danne baggrund for evalueringen af VMPIII i 2008 samt N og P- risikokortlægningen og indgå i arbejdet vedr. Vandrammedirektivet.

De landsdækkende datasæt er baseret på en sammenkobling af information i det Generelle LandbrugsRegister (GLR) og gødningsregnskaberne (GR) indsamlet af Plantedirektoratet (PD)

I 2003 og 2004 hvor GLR registeret indeholdt data fra hektarstøtteordningen var der ingen samordning af GLR og gødningsregnskabet. Sammenkoblingen af data på bedriftsniveau var derfor for en del bedrifter behæftet med nogen usikkerhed. Ved opgørelser på regionalt og nationalt niveau mindskes disse usikkerheder. Efter overgangen til enkeltbetalingsordningen i 2005 er GLR og GR i højere grad samordnet, således er afgrødekoderne i de to registre samordnet (fra 2005) og indberetningen dækker i højere grad samme bedriftsenheder. Samordningen er dog ikke fuldt udbygget endnu. Alt andet lige er sikkerheden på de sammenkoblede data på bedriftsniveau større fra 2005 og fremefter.

Til modelberegning af kvælstofudvaskning samt til opgørelser af N og P balancer på regionalt plan og landsniveau er der behov for at kende den geografiske fordeling af afgrøder, gødning, jordtyper, vanding, klima og det generelle udbytte niveau.

Information om:

- afgrøder på markniveau kan fremskaffes via GLR. Her kan markerne geografisk stedfæstes til markblokkortet.
- gødningsforbrug på bedriftsniveau kan fremskaffes via gødningsregnskaberne. Gødningsforbruget opgjort i GR kan geografisk stedfæstes via kobling af bedrifterne i gødningsregnskabet med bedrifterne i GLR.
- vandingstilladelser på anlægsniveau kan indhentes fra nationale data omkring vandindvinding fra JUPITER databasen ved GEUS.
- klima data kan hentes fra Danmarks Metrologiske Instituts klima database.
- faktiske udbyttene niveauer kan regionalt hentes i landbrugsstatistikken (Danmarks statistik).
- normudbyttene niveauer på jordtyper hentes i ”Vejledning om gødnings og harmoniregler” Plantedirektoratet (2007)
- jordtyper på markblokniveau fastlægges ud fra en Gis analyse, hvor jordtypekortet sammenholdes med markblokkort for det pågældende år.

Sammenkobling af GLR data og gødningsregnskaber er dog noget problematisk. Registerne har forskellige formål og en bedriftsenhed i de to registre kan være forskellig. Derfor er det nødven-

digt at foretage en række antagelser og valg i sammenkoblingen. Endvidere indeholder registrene ikke alle oplysninger som er nødvendige for beregninger af N og P tab, hvorfor der er behov for at knytte yderligere antagelser til data, fx i forhold til gødskningspraksis, udbytter m.v.

Der er således knyttet betydelig usikkerhed til resultater aggregeret til markblokniveau, mens usikkerheden på oplandsniveau og landsplan er væsentlig mindre.

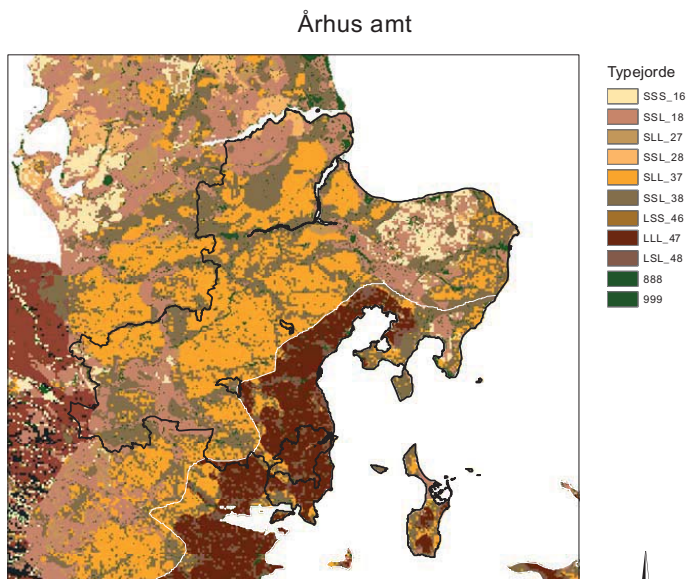
DJF anvender det frembragte datasæt som grundlag for N og P -balance beregninger og N tabs beregninger med Skep/Daisy modelsystemet (Børgesen og Heidmann, 2002) og NLES4 udvaskningsmodellen (Kristensen et al., 2008), mens DMU beregner N-udvaskning med Daisy.

Der arbejdes fortløbende ved DJF og DMU på at videreudvikle modeller og metoder til opgørelse af N-balancer, N-udvaskning og P balancer, således vil der i fremtiden ske justeringer af metoderne og modelsystemerne til både behandling af registerdata og deres anvendelse i forskellige modeller.

2.1 Grunddata - GIS temaer

2.1.1 Regionale jorddata

I Danmark findes der to landsdækkende kortværk for jorddata: Den Danske Jordklassificering (DDJ) og Jordartskortet fra GEUS (GEUS). DDJ viser pløjelagets tekstur, som er inddelt i 8 jordtyper (farvekoder), og GEUS viser en geologiske klassifikation til 1 meters dybde. Jordens tekstur fremgår imidlertid ikke af dette kortværk, hvorfor de ikke umiddelbart kan anvendes til regionale / landsdækkende modelleringer med Skep/Daisy. På denne baggrund er der ved DJF udarbejdet en helt ny landsdækkende jorddatabase: Denne database viser jordens tekstuelle sammensætning i 3 dybder (A-horisonten (0-30cm), B-horisonten (30-70cm) samt C-horisonten (70-120cm)) (Greve et al., 2007).



Figur 1. Nyt jordbundskort for Østjylland, hvor type jordens udbredelse er vist. I signaturforklaringen står S for sand og L for ler. SSL er forkortelsen for sand (S) i A og B horisonten og L (L) i C horisonten

Den nye database er udarbejdet på baggrund af alle tilgængelige data på DJF, der indgår således 45.000 punkter i A-horisonen, 6.500 i B-horisonen og 2.500 punkter i C-horisonen. I A- og B-horisonen er der anvendt Kriging-interpolering indenfor hvert landskabsselement. I C-horisonen er datatætheden for lille til at anvende interpolering. Derfor er der beregnet medianværdier på alle de georegionaliserede jordarter. Databasen indeholder således et landsdækkende grid for ler, silt, finsand, grovsand, samt humus i både A-, B- og C-horisonerne. Kortet har en rumlig opløsning på 250 meter i A- og B-horisonerne og 500 meter i C-horisonen. På baggrund af de rasterbaserede teksturkort for A-, B- og C-horisonerne er der udarbejdet et forsimplet typejordkort til brug i de landsdækkende modelberegninger. Et eksempel på et kort for Østjylland er vist i Figur 1. Inden for hver geo-region (Danmark er opdelt i 5 geo-regioner) udvælges de 9-10 hyppigste kombinationer af A-horisontens JB-nummer samt C-horisontens jordart. Alle kombinationer af A/B/C horisoner henføres til en af disse klasser.

2.1.2 Markblokkort

Formål

Markblokkortet er et digitalt markkort, hvor flere marker er samlet til en blok med stabile grænser, som kan anvendes ved administrationen af sager, der knytter sig til geografisk stedfæstelse af dyrkningsarealer, primært af EU's hektarstøtteordninger. Det primære formål er en lokalisering af den anmeldte mark til et markblokkfelt og at kunne fastslå overdeklareringer.

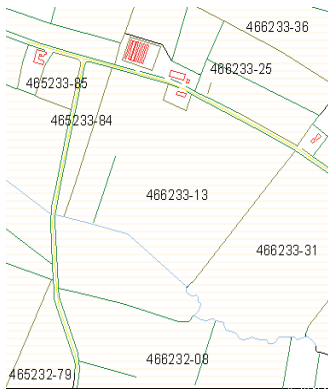
Beskrivelse, inkl. metode, data input, data output til tema lag

Markblokkortet er af Fødevareministeriet udarbejdet på baggrund af EU-forordning 3508/92 af 27. november 1992. Markblokkortet blev oprindeligt etableret i 1996 og bygger på en kortlægning ud fra en landsdækkende flyfotografering i 1995. Denne kortlægning over landbrugsområder blev udført i målestoksforholdet 1:10.000 primært til brug ved administration af EU's hektarstøtteordning.

En blok er en geografisk sammenhængende enhed bestående af marker med permanente fysiske ydre grænser som fx veje, hegn, diger, søer, vandløb, jernbaner, grusgrave og byområder. De ydre geografiske grænser for en sådan enhed vil kun blive ændret i forbindelse med tilsvarende fysiske og topografiske ændringer. Antallet af marker pr. blok er max 10. Der er dog ingen mindste størrelse på blokke, hverken med hensyn til arealer eller antal marker. Data sættet indeholder ca. 300.000 blokke for ca. 27.000 km² landbrugsareal, der hver indeholder et bloknummer, som bl.a. refereres i enkeltbetalingsordningen. Ikke dyrkede arealer > 1000 m² i blokkene er registreret som tomme polygoner.

Det digitale markblokkort er forsynet med nøgler, så oplysninger på markniveau (afgrøde, støtte-type og økologi) indberettet i forbindelse med enkeltbetalingsordningen kan relateres til kortværket. Disse kan fås fra det Generelle Landbrugsregister (GLR).

Hver blok er entydigt identificeret ved hjælp af et bloknummer samt et serienummer, der er kædet til UTM-32 koordinatsystemet. Hver blok indeholder imidlertid op til 10 marker og hver mark er repræsenteret som en observation i GLR. De individuelle marker er identificeret ved hjælp af et marknummer, som er entydigt indenfor hver blok. Før en sammenstilling af GLR med markblokkortet må informationen aggregeres til blokke. Fx kan markdata for markens areal og afgrødetype i GLR anvendes til at beregne fordelingen af afgrøder indenfor de enkelte markblokke, samt opgørelse af arealanvendelse på større skala, sogn, afvandingsområde m.m. På tilsvarende vis kan øvrige oplysninger, der kan fordeles på marker aggregeres til blokniveau og regionalt niveau.

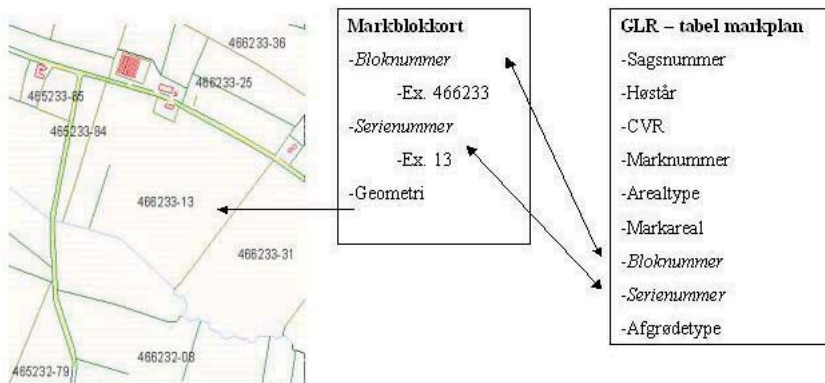


Blok system

- Centrum for Blok 466233-13 er placeret i UTM koordinaten
 - 466100 meter E
 - 6233300 meter N
- 300.000 Blokke
- 1-10 marker per blok
- 10 ha per blok

Nogle få fællesgrænsningsarealer har unikke bloknumre, der afviger fra dette system. Eks. Saltholm og Skjern å dal. Disse har bloknumre, der begynder med 111888-.**

Figur 2. Eksempel på markblokkes afgrænsning og nummerering



Figur 3. Eksempel på markblokkes afgrænsning og nummerering, samt hvorledes GLR-data kan knyttes til markblokken via bloknummeret og serie nummeret

Usikkerheder

Kortværket er en opgørelse over potentielle landbrugsområder og er ikke nødvendigvis et udtryk for, at jorden reelt er dyrket. Desuden kan arealer udenfor blokkene være dyrket, selvom blokkortet efter mere end ti års brug skulle være ajourført. Landmændene kan dog ikke få støtte til de arealer, de dyrker udenfor blokkene. Sammenhængen mellem blokkortet og GLR oplysningerne gælder for det pågældende høstår, idet markblokkortet bliver revideret forud for hver vækstsæson/kontrolsæson og GLR opdateres med de årlige støtteansøgninger fra landmændene. Der er indbygget historik i blokssystemet, således at det er muligt at lave sammenhæng mellem de enkelte år.

Opdatering

Blokkene er blevet ajourført årligt ud fra indmelding fra landmændene, Plantedirektoratet, DJF og kendskabet til større vejanlæg. COWI har udført ajourføringen for det budget, der har været stillet til rådighed. Dette medførte, at ikke alle ændringer blev foretaget og endvidere ville COWI

kun ajourføre, hvis ændringerne var tilgængelige i de sidste nye ortofoto. EU-kommissionen har kritiseret kvaliteten af det danske system i forbindelse med et revisionsbesøg i sommeren 2006. Efterfølgende har Fødevareministeriet (FVM) bedt COWI om at revidere hele markblokkortet på baggrund af ortofoto fra 2006.

Markbloktemaet er inden kontrolsæsonen 2007 blevet gennemgribende renoveret og indeholder nu 321.002 blokke og dækker 2.877.836 ha. For ca. halvdelen af landet er opdateringen sket bl.a. på baggrund af ortofoto fra 2006, resten er foretaget på baggrund af ældre ortofoto. Opdateringen bliver fuldstændig i løbet af 2007. Fra 2008 er det planlagt at PD, FødevareErhverv og DJF i fællesskab gennemfører opdateringerne løbende i forbindelse med sagsbehandlingen. Endvidere er der mulighed for at Markblokkortet i fremtiden integreres med FOT (Fælles Objekt Typer).

Data ejer: FVM

Datatype: Polygoner, ESRI og MAPINFO

Koordinatsystem: System2000/ETRS89

Omfang: landsdækkende ca. 350MB (ESRI), ca. 232MB (MAPINFO)

Distribution: DJF, Susanne Ladefoged/Inge T. Kristensen

Begrænsninger i anvendelse: Markblokkortet er frit tilgængelig

De nyeste tilgængelige GLR data er fra 2008, dataene fra enkeltbetalingsordningen 2007 er revideret således at disse relaterer til blokkort 2008 (maj version). Blokkortet fra 2008 vil p.t. være det mest anvendelige til analyse formål specielt hvis oplysninger fra gødningsregnskab skal indgå i modelsammenhæng, da disse er senere tilgængelige end de øvrige data.

2.2 Landbrugsregisterdata – afgrøder og gødningsdata

De landsdækkende datasæt er ud over jordtypekort og markblok temaer baseret på brug af data fra de landsdækkende landbrugsregistre: Det Generelle LandbrugsRegister (GLR) og gødningsregnskaber fra Plantedirektoratet (GR). DJF og DMU har opnået tilladelse til brug af data fra ejer (Fødevareministeriet) samt Datatilsynet (bilag 1).

2.2.1 Det Generelle Landbrugsregister

GLR omhandler bl.a. landbrugets årlige ansøgning til EU om enkeltbetaling. Ved den årlige ansøgning opgives ansøgerens navn, adresse og SE/CVR/CPR nr. For de enkelte marker angives areal og afgrøde. Desuden er markens geografiske placering angivet ved et markblok nummer, der kan kobles til det landsdækkende markblokkort (se ovenstående markblokkort Figur 3) som opdateres årligt. Der sker en årlig justering af afgrødekoderne, således skal der i anvendelsen af årlige dataudtræk anvendes de årlig gældende afgrødekoder og blokkort.

Indtil 2005 indgik der kun data fra arealer på bedrifter, der søgte om hektarstøtte. Fra 2005 indgår derudover en del mindre bedrifter udelukkende med afgrøder, hvortil der ikke tidligere kunne søges hektarstøtte, samt enkelte specialiserede bedrifter som ikke tidligere kunne få støtte.

2.2.2 Gødningsregnskaber

Gødningsregnskaber omhandler landbrugsbedrifters årlige indberetning til Plantedirektoratet (PD). Ved de årlige indberetninger opgives ansøgerens adresse, SE/CVR nr. og harmoniareal (det arealbedriften råder over til udbringning af husdyrgødning, dvs. et areal, hvor der ud fra arealanvendelsen kan tilknyttes en N-kvoté og fysisk udbringes gødning).

Desuden angives bedriftens samlede areal, kvælstofkvoté, forbrug af kvælstof i handelsgødning og husdyrgødning og udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning. Endvidere angives informationer om lagerstyring for handelsgødning og husdyrgødning, køb og salg af husdyrgødning, forbrug af gød-

ningstyperne kvæggylle, svinegylle, blandet gylle, dybstrøelse, ajle, fast gødning, forarbejdet husdyrgødning, andet husdyrgødning, anden organisk gødning og urea. Der angives også dyreenheder fordelt på kvæg, svin, fjerkræ + pelsdyr, får + geder samt andre husdyr

Der foretages kun indberetning af kvælstofgødning, og ikke af fosforgødning. Fosfor i husdyrgødning beregnes ud fra forholdet mellem N og P i husdyrgødning, mens fosfor i handelsgødning til dels kan beregnes ud fra indberettet salg af handelsgødningstyper fra gødningsfirmaerne. Beskrivelse af beregningsmetode af ændringer og korrektion af N og P gødningsregnskaber, arealanvendelse m.m. følger i afsnittene 4.

2.2.3 Validering og sammenkobling af registerdata

Bearbejdning af registerdata er opdelt i følgende trin:

1. Kvalitetskontrol af data i gødningsregnskaber
2. Registrerne sammenkobles
3. Korrektioner af gødningsværdier til landsniveau.

Kvalitetskontrol af data i gødningsregnskaber

Indberettede gødningsregnskaber kan indeholde en række mangler eller åbenlyse fejl. Fx kan der mangle indberetning af arealer, harmoniarealer og N kvoter, som vist i tabel 1. Det er ikke muligt at fremskaffe disse oplysninger ud fra øvrige indberettede data.

Oplysninger om forbruget af husdyrgødninger og handelsgødninger kan også mangle. Her er det imidlertid muligt at beregne de manglende N-mængder ud fra øvrige data, herunder ud fra indberetning af gødningstyper eller lageropgørelsen. Den anvendte opdateringsprocedure er vist i bilag 2 og samtlige opdateringer markeres med en kode for type af korrektion/rettelse.

Tabel 1. Status for gødningsregnskaber 2005 – der er foretaget tilpasninger af handelsgødning og husdyrgødning, dobbeltindberetninger (88 skemaer) er midlet, og der frasorteret 206 skemaer med åbenlyse fejl

	Antal skemaer	Areal 1000 ha	Handelsgødning N 1000 t	Husdyrgødnings N 1000 t
Samtlige skemaer	54.947	2.724,6	196,9	212,4
Manglende angivelse af:				
Areal	1.969		1,7	0,9
Harmoniareal	5.002		5,5	1,4
N-kvote, hvor areal > 0	2012	29,8	0,9	0,4

Når kvælstofgødningen i gødningsregnskaberne summeres op viser det sig at den totale indberettede mængde er undervurderet i forhold til landsstatistikken. I 2005 var den indberettede mængde handels- og husdyrgødning henholdsvis 197.600 og 212.200 tons N (tabel 1), mens landsstatistikken viste et forbrug på henholdsvis 201.000 og 230.000 tons N. Gødningsmængden korrigeres til landsopgørelsen under punkt 2.3.3 vedr. korrektion af gødningsværdier til landsniveau.

Kobling af GLR og Gødningsregnskaber

GLR indeholder som nævnt oplysning om arealer og afgrøder, mens gødningsregnskaber indeholder oplysning om kvælstofforbrug. Ved at koble de to registre kan der sammenstilles sammenhørende værdier for arealer, afgrøder og gødningsforbrug, og gødningen kan fordeles på landmandens marker. I 2003 og 2004 foretages sammenkoblingen ud fra SE/CVR og det interne virksomhedsnummer i GLR. Sammenstillingen er dog problematisk, idet et SE/CVR nr. i GLR ikke nødvendigvis dækker over samme enhed som et gødningsregnskab med samme SE/CVR nr. Med

overgangen fra hektarstøtteordningen til enkeltbetalingsordningen i 2005 kan sammenkoblingen i de fleste tilfælde ske alene via CVR nr. Dette øger sikkerheden noget, men et nyt problem fremkommer, idet der nu sker indberetning fra en række arealmæssigt mindre bedrifter, som ikke har noget gødningsregnskab. I forbindelse med koblingen er der foretaget en række antagelser og kvalitetstjek på de koblede data. I de tilfælde, hvor der ikke er entydig sammenhæng mellem de to registre på baggrund af virksomhedsidentifikationer, er der udviklet en procedure for sammenkobling, hvor der anvendes andre oplysninger såsom cpr-nr. og adresser til at koble data. Hvor der ikke kan foretages en sammenkobling ud fra disse oplysninger, foretages et manuelt tjek på data og data forsøges herefter koblet. I processen tages udgangspunkt i støtteansøgningen og sammenkoblingen foretages således, at den mest sikre metode anvendes først. Validiteten af sammenkoblingen tjekkes på om arealerne i GLR svarer til arealerne i de tilkoblede gødningsregnskaber. Dataene markeres mht. hvordan koblingen er foretaget på den enkelte bedrift. Holdresultaterne af koblingen er vist i Tabel 2.

Proceduren opdateres løbende. Tabel 2 er derfor ikke opdateret med de allerseneste resultater. Tabellen illustrerer den forbedrede kvalitet af dataene i perioden og den dermed forbedrede sammenkobling.

Tabel 2. Status for kobling af GLR sager til et gødningsregnskab

	2003	2004	2005	2006	2007
GLR ansøgninger					
Areal i GLR (1.000 ha)	2.694	2.687	2.800	2.792	2.753
Antal bedrifter i GLR	49.131	47.377	70.045	67.573	59.262
Arealafvigelse i forhold til GR	% af arealet				
< 5% el. 2 ha	82,5	81,9	91,4	93,7	91,5
5-10%	4,9	4,8	1,5	0,8	0,8
>10%	11,2	11,7	2,6	3,6	5,1
GLR Ikke koblet med gødningsregnskab	1,4	1,6	4,5	1,9	2,6
GR ikke koblet med GLR					
Angivet areal i Gødningsregnskab (1.000 ha)	156	194	110	82	75

Korrektioner af gødningsværdier til landsniveau

Som anført i tabel 1 er den summerede gødningsmængde i gødningsregnskaberne undervurderet i forhold landsstatistikken. Til opgørelser på landsniveau foretages derfor en korrektion af gødningsmængderne.

Først foretages korrektion i forhold til indberettede dyretyper efter følgende princip: I gødningsregnskaberne for 2003 var antallet af dyreenheder for kvæg på niveau med hvad der er opgjort i Danmarks Statistik (0,39 DE/ha), mens dyreenheder for svin udgjorde 0,37 DE/ha mod 0,44 DE/ha i Danmarks Statistik. Mængden af husdyrgødningen på svinebrug korrigeres i forhold hertil i gødningsregnskaberne. En analyse af Plantedirektoratet kontrollerede gødningsregnskaber for 2003 viste, at svinebrug nedjusterede kvælstofudskillelsen i husdyrgødningen med 2,6%, mens kvægbrugene nedjusterede med 1,4%. Det antages at tilsvarende er generelt gældende for gødningsregnskaberne, hvorfor forbrugt N i husdyrgødningen justeres i forhold hertil på henholdsvis svinebrug og kvægbrug.

Til slut foretages en generel korrektion af handelsgødning, husdyrgødning og anden organisk gødning, således at den samlede mængde på landsplan stemmer med landsstatistikken.

2.2.4 Klima

I modelberegninger af N udvaskning tilstræbes det at anvende så regionalt baserede klimadata som muligt. I Daisy modelberegninger anvendes globalstråling, middel temperatur, nedbør samt potentiel fordampning som indgangsdata. Potentiel fordampning beregnes med Makkink ligningen ud fra middeltemperatur og globalstråling. Ved Danmarks Meteorologisk Institut gennemføres måling af nedbør og lufttemperatur i et detaljeret net af målestationer. Måling af globalstråling gennemføres ved relativt få målestationer fordelt over landet. Da alle tre klima parametre har betydning for modelberegning af vandbalancen er det vigtigt at anvende så præcise klima data som muligt i lokale beregninger af vandbalancen. Globalstråling har stor betydning for specielt modelberegning af potentiel fordampning og dermed også den aktuelle fordampning. Da denne parameter er baseret på målinger få steder i landet er usikkerheden på en modelberegning, der repræsenterer et område der ligger langt fra en målestation betydelig større end for et område omkring en målestation. Der er således usikkerhed på modelberegning af vandbalancen på lokal skala, som følge af anvendelse af regionalt målte indgangsparametre.

2.2.5 Vanding

Data om markvandingsboringer er indhentet fra GEUS's database JUPITER (JUPITER, 2008). Hvilke bedrifter der kan vande, anslås ud fra boringens placering og placeringen af bedriftens arealer. Grundlæggende antages at den bedrift, der har det største areal tættest på boringen også bruger denne. For hvert år er oprettet kort med boringer og tilladelse til markvanding. En boring antages at bruges til vanding af den bedrift, der har det største areal inden for den markblok, hvori boringen ligger. Hvis der er flere boringer i en markblok, antages det, at alle bedrifter med mere end 1 ha i blokken kan vande. Hvis en boring ligger udenfor markblokkene, antages det, at den bedrift, der har størst areal indenfor tilgrænsende markblokke, kan vande.

2.3 Beregnede landbrugsdata

I GLR oplyses N-kvoten for bedriften som helhed, men der er behov for oplysning om N-kvoten på markniveau ved fordeling af gødning på markerne. Der er desuden behov for at beregne fosfor-gødskningen.

2.3.1 Opgørelse af kvælstofkvoten

Forfrugt og benyttelse af græs

For 2003-2004 er N-normen for en række afgrøder defineret i forhold til forfrugten. For græs differentieres normerne efter om der er kløver eller ej i græsset og afhængig af benyttelsen. Der er indtil 2005 ingen sammenhæng mellem afgrødekoderne i N-norm tabellen og koderne i GLR. I 2005 blev N-norm tabellen ændret således at afgrødekoderne nu følger afgrødekoderne i GLR. Mht. til forfrugtsværdier er afgrøderne nu angivet ved en grundnorm og en angivelse af om der skal indregnes en forfrugtsværdi til afgrøden. Forfrugtsværdien fremgår også af tabellen. Dette betyder at normberegningen foregår på to forskellige måder for de to perioder:

2003-2004

I GLR kendes afgrødetypen, men der er ikke information om forfrugten, hvilket betyder at der ikke kan fastsættes en korrekt forfrugtsværdi, men må anlægges nogle antagelser. I nedenstående (tabel 3) er vist de vigtigste antagelser omkring forfrugt, der er anvendt i beregning af mark og bedriftens N kvote

Tabel 3. Anvendte antagelser omkring forfrugt ved beregning af N kvote

Afgrøde	Antaget forfrugt
<i>Vårkorn</i>	
Andel af vårkornarealet svarende til 2. Års græsareale	Kløvergræs
Overskydende vårkorn	Korn el. brak
<i>Vinterkorn</i>	
Andel af vinterhvedearealet svarende til bedriftens vinterrapsareal	Vinterraps
Andel af vinterhvedearealet svarende til bedriftens ærteareal	Ærter
Andel af vinterhvedearealet svarende til halvdelen af bedriftens frøgræsareal	Frøgræs
Overskydende vinterhvedeareal	Korn el. brak
<i>Industrifrø</i>	
Vinterraps	Korn el. Brak
<i>Grovfoderafgrøder</i>	
Silomajs	Korn og andre forfrugter
Vårhelsæd	Andre forfrugter

For græs og kløvergræs i omdrift anvendes normen til kløvergræs med under 50% kløver og for vedvarende græs anvendes normen for normal afgræsningsintensitet.

2005 og fremefter

Forfrugtsværdien beregnes under forudsætning af, at afgrødefordelingen det foregående år var den samme som i beregningsåret. Herved kan den samlede forfrugtsværdi beregnes. Der anlægges nu den tilnærmelse at forfrugtsværdien skal fordeles ligeligt på hele arealet, men forfrugtsværdien bliver kun indregnet for de afgrøder, som skal have indregnet en forfrugtsværdi.

Udlæg

Der er ikke i GLR nogen angivelse af om der er udlæg/efterafgrøder på en mark. Der anlægges derfor følgende antagelse: Det antages at der altid er udlæg efter helsæd og grønkorn, som får en gennemsnitlig udlægsnorm, der svarer til kløverudlæg.

Det antages endvidere at græsmarker omlægges hvert 2. år, og der beregnes hvor stort udlægsareal det kræver. Hvis dette areal er større end helsæds-/grønkornsarealet antages at det resterende udlægsareal er vårbyg med udlæg, som får en gennemsnitlig udlægsnorm, der svarer til kløvergræsudlæg.

Eftervirkning af pligtige efterafgrøder

Eftervirkningen af pligtige efterafgrøder kan estimeres på baggrund af bedriftens efterafgrødegrundlag og kravet til efterafgrøder, som fra 2005 afhænger af anvendelsen af husdyrgødning. Eftervirkningen kan derfor først bestemmes efter kobling af GLR og gødningsregnskaberne. På arealer som ikke kan kobles til et gødningsregnskab er det tidligere krav antaget at gælde.

Jordtype og vanding

N normerne er differentieret i forhold til jordtypen i pløjelaget, og for sandjordene i forhold til om der forekommer vanding. Markernes jordtype til opstilling af gødningsplaner bestemmes ved at anvende den dominerende jordtype i markblokken på marker i markblokken. For sandjordene skelnes desuden mellem om der er mulighed for vanding eller ej. Hvor vanding er mulig og areal-

anvendelsen ikke er: græs uden for omdrift eller brak antages at der vandes og N normen for vandet sandjord anvendes.

2.3.2 Beregning fosfor gødsning

Gødningsregnskaberne indeholder ikke direkte oplysning om fosforgødning, hvorfor der må foretages afledede beregninger af P-gødsningen. I beregningen af den tilførte P med gødning tages udgangspunkt i de indsendte N gødningsregnskaber samt registreringer over solgt handelsgødninger som grovare leverandører indberetter til Plantedirektoratet for den enkelte bedrift.

Udbragt P i husdyrgødningen beregnes ud fra gennemsnitligt forhold mellem P og N i de gødningstyper, der er angivet i gødningsregnskabet. Hvis gødningsregnskabet indeholder information om både husdyrgødningstyper og dyreenheder, anvendes specifikke P/N forhold (tabel 4) til beregning af P indholdet i den udbragte husdyrgødning. Hvis der ikke er kendskab til antallet eller type af dyreenheder, hverken fra GLR eller CHR (Centrale Husdyrs Register), anvendes det gennemsnitlige N/P forhold for svin og kvæg. Der udarbejdes en forholdstabel for hvert år.

Tabel 4. Forhold mellem fosfor og kvælstof i relevante gødningstyper for de forskellige husdyrarter med baggrund i normtallene 2005 og landsplanopgørelsen for året 2004 (Poulsen, 2005). Tabellen opdateres hvert år

	Gylle	Fast gødning	Ajle	Dybstrøelse	Anden gødn.
Kvæg	0,18	0,34	0,04	0,17	-
Svin	0,23	0,67	0,09	0,35	0,23
Fjerkræ	0,33	0,42	-	0,31	-
Pelsdyr	0,36	0,58	-	-	-
Andre	-	-	-	0,21	-

For anden organisk gødning anvendes P/N forhold som vist i tabel 5. Denne tabel opdateres årligt.

Tabel 5. Andre organiske gødninger og de tilhørende P-N forhold anvendt for 2003

Gødningstype	P:N forhold
Kartoffelfrugtsaft	0,1579
Andre typer organisk gødning	0,0124
Pressesaft fra grøntpillefabrikation	0,2286
Slam fra kommunale rensningsanlæg. Slam fra rensningsanlæg til beh. af husspildevand.	0,81
Slam fra rensningsanlæg på slagterier, slam fra renseanlæg på fiskeindustrivirksomheder. slam fra rensningsanlæg på foderproduktionsvirksomheder	0,262
Slam og spildevand samt uforurenede produktrester fra forarbejdning af vegetabiliske råvarer samt fra mejerier	0,01

Registrering af solgt handelsgødning omfatter ikke alt P indkøbt med handelsgødning, da rene P handelsgødninger og PK gødninger ikke bliver indberettet. Der er derfor en mindre del (ca. 8%) af den samlede udbragte P med handelsgødning der ikke kan tilknyttes et gødningsregnskab. Beregningen af P mængden i den indkøbte handelsgødning sker på baggrund af NPK betegnelsen, og denne angives kun i hele tal. Da gødningsfirmaerne har tendens til at runde op må der fratrækkes fx 0,3-0,4% point fra den anførte NPK betegnelse for ikke at overvurdere forbruget.

For 2005 blev der beregnet et forbrug af fosfor i handels- og husdyrgødning på henholdsvis 14.300 og 41.800 tons P, mens landsstatistikken viste et forbrug på henholdsvis 14.600 og 46.000

tons P. Dette håndteres nedenfor under punktet vedr. korrektion af gødningsværdier til landsniveau.

2.4 Landbrugsdata: Anvendelse i SKEP/DAISY modelsystemet

2.4.1 Data bearbejdning

I GR datasættet forekommer en række ukomplette observationer, disse observationer skal korrigeres, for at de kan anvendes som indgangsdata i en efterfølgende analyse. I nedenstående gennemgang er beskrevet principperne for beregning af nogle af de vigtigste poster, der skal bruges i modelberegningerne af N og P balancer samt tabsberegninger.

Harmoniareal og efterafgrøde grundlaget

GLR indeholder oplysninger om afgrødetype og markarealer. For de fleste bedrifter kan de manglende indberetninger af harmoniarealet og efterafgrødegrundlaget i gødningsregnskabet erstattes af værdier beregnet ud fra afgrødetyper opgivet i støtteansøgningen. Manglende indberetning af harmoniarealet og efterafgrødegrundlaget i gødningsregnskabet, kan for de fleste bedrifter beregnes ud fra det dyrkede areal af bestemte afgrødetyper opgivet i hektarstøtteansøgningen.

Geografisk omfordeling af gødning mellem bedrifter

For de bedrifter, hvor arealerne eller harmoniarealerne i de to registre afviger mere end 5% eller 2 ha samt bedrifter hvor det ikke er muligt at koble et gødningsregnskab til en GLR sag, er der udviklet metoder til omfordeling af overskydende N med handels og husdyrgødning.

Metoden er primært baseret på afvigelser mellem harmoniarealerne beregnet ud fra GLR ansøgningen (GLR-harmoniareal) og harmoniarealet opgjort i gødningsregnskaberne (GR-harmoniareal). Der er imidlertid en del af gødningsregnskaberne, hvor angivelsen af harmoniarealet ikke er udfyldt (se Tabel 1), idet harmoniarealet kun er vigtigt for de bedrifter, som anvender organisk gødning op til harmonigrænsen. Desuden er der i gødningsregnskaberne en regel om, at arealanvendelsen på marken skal kunne tilknyttes en N-kvoté og at der fysisk kan udbringes gødning. Information om, hvorvidt der fysisk kan udbringes gødning er ikke tilgængelig i GLR data. Størrelsen af de to harmoniarealer kan derfor være også være forskellig som følge af andre ting. Reelt er der således tale om 4 arealstørrelser, der kan sammenlignes:

Gødningsregnskab:

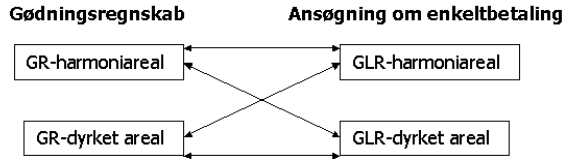
1. Harmoniarealet opgivet i gødningsregnskabet (GR-harmoniareal)
2. Areal til rådighed opgivet i Gødningsregnskabet (GR-dyrket areal)

Hektarstøtte og ansøgning om enkeltbetaling.

1. Harmoniareal beregnet ud fra oplysninger fra ansøgning om enkeltbetaling (GLR-harmoniareal)
2. Det samlede areal af marker angivet i ansøgning om hektarstøtte/enkeltbetaling (GLR-dyrket areal). (Fra 2005 fratrækkes udyrkede arealer fx containerplads)

For bedrifter, hvor alle afvigelser mellem arealerne er større end 5% eller 2 ha, foretages en korrektion af gødningsdata ved omfordeling af handels og husdyrgødning.

Normalt overføres husdyrgødning til en anden bedrift via en husdyrgødningsaftale og indgår i den udbragte gødning på modtagerens bedrift. I de tilfælde hvor modtageren ikke indsender et gødningsregnskab indgår modtagerens arealer i stedet i afgiverens harmoniareal, der således kan være større end det dyrkede areal. Det er ikke muligt at stedfæste disse arealer.



Figur 4. Sammenligning af arealstørrelser ved kobling af GLR og gødningsregnskaber (GR)

Eksempelvis kan en bedrift ifølge GLR have et beregnet harmoniareal på 100 ha, og ifølge Gødningsregnskabet et angivet GR-harmoniareal på 150 ha. Her kan de ekstra 50 ha tilhøre en opkøbt eller forpagtet nabobedrift, som ikke indsender et gødningsregnskab, men modtager støtte. I dette tilfælde foretages en flytning af en del af gødningen fra gødningsregnskabet til en kommune-pulje, hvorfra det tildeles til andre bedrifter, der ikke har indsendt fuldt dækkende gødningsregnskaber. Omfordelingen sker i forhold til N-kvoteopførelsen på bedrifterne. Problemet med omfordeling er, at det ikke altid er muligt at omfordele mellem de rigtige bedrifter. Der er indlagt den begrænsning i metoden, at omfordelingen kun kan ske mellem bedrifter, der har adresse i samme kommune eller i en nabokommune. Desuden er der i den nuværende metode indlagt en regel om, at omflytning kun kan ske fra bedrifter, hvor GR-harmoniarealet er større end det dyrkede areal i omdrift og til bedrifter, hvor GR-harmoniarealet i bedriftens gødningsregnskab er mindre end GLR-harmoniarealet eller hvor der ikke findes et gødningsregnskab. Desuden har DJF i den nuværende metode indlagt en regel om at omfordelingen kun kan ske mellem bedrifter, der har adresse i samme kommune eller i en nabokommune, mens DMU anvender amtet som afgrænsning. For de bedrifter der afgiver eller modtager N gødning vil der i resultat databasen være en kode for typen af korrektion.

2.4.2 Sædskifter og gødningsplaner i SKEP/DAISY modelsystemet.

Sædskifte

Sædskiftet for en bedrift er opstillet ud fra oplysninger om arealanvendelsen på de marker, der er registreret på bedriften i det pågældende år. Sædskiftet er opdelt i tre typer arealanvendelse: 1) marker i omdrift, 2) vedvarende græsmarker og 3) marker med permanent brak. Der er opstillet typiske afgrødefølger for omdriftsmarkerne ud fra bedriftens samlede arealanvendelse i 2003. Eksempelvis dyrkes der vinterbyg før vinterraps, vinterhvede efter vinterraps, græsmarker ligger i to år, og græs sås som udlæg i vårbyg.

Kvælstoffiksering

I de grundlæggende Daisy-beregninger er kvælstoffikseringen ikke indregnet, da græsmarkerne er beregnet som rajgræsmarker. For at kompensere for den manglende kvælstoffiksering i græsmarker er der anvendt en empirisk model SimFix (Vinther et al., 2007), der er baseret på Høgh-Jensen et al., 2003 til at beregne kvælstoffikseringen. I beregningen af N-fikseringen på markniveau indgår det årlige N udbytte (Amsudbyttet) og N godskning. Den beregnede N fiksering indgår i beregningerne som mineralisk gødning til marken.

Mark N-gødningsplaner

Metoden, som er anvendt, er en videreudvikling af metoden anvendt i de landsdækkende modelberegninger (Børgesen & Heidmann, 2002). Indgangsdata kan opdeles i grunddata og bedriftspecifikke data fra gødningsregnskaberne, samt data for arealanvendelsen, der stammer fra GLR. Grunddata omfatter:

- Afgrøde kvælstofnormer (Plantedirektoratet, det givne år)
- De dominerende jordtyper på blokniveau
- En prioritering af alle afgrøder i forhold til gødskning med husdyrgødning
- Bedriftsspecifikke data omfatter:
- Dyrket areal ifølge GLR
- Gødet areal ifølge GR
- Harmoniareal
- Areal inklusiv brak
- Areal med efterafgrøder
- Udbragt N med handelsgødning
- Udbragt N med husdyrgødning
- Eksporteret/importeret husdyrgødning
- Udbragt N med anden organisk gødning
- Udnyttelsesprocent af husdyrgødning
- N indhold i husdyrgødning

Der er opstillet gødningsplaner for henholdsvis sædskiftet i omdrift og vedvarende græsmarker. Gødningsplanerne og tilhørende sædskifter kobles til de enkelte marker. Således at alle sædskifteafgrøderne hvert år fordeles med lige stor vægt på alle bedriftens omdriftsmarker. For den enkelte mark vil modelberegningen altså vil tage udgangspunkt i hele sædskiftet med tilhørende gødningsplan, men med markens jordtypefordeling.

Den enkelte marks gødningstildeling tager udgangspunkt i den dyrkede afgrødes N-norm. N-normen bestemmes ud fra normal for den dyrkede afgrøde. Tilførsel af husdyrgødning til bedriftens marker er beregnet ved at anvende en prioriteret tilførsel af husdyrgødning. Prioriteringen af tildelingen til de forskellige afgrøder er baseret på oplysninger fra generel landbrugspraksis (tabel 6) og sker på følgende måde:

- 1) Hvis der er helsæd eller majs i et sædskifte på en bedrift, og der ifølge data fra PD udbringes husdyrgødning, gødes disse afgrøder med husdyrgødning svarende til 50% af afgrødens N-behov. I beregningen af doseringen anvendes den gennemsnitlige udnyttelsesprocent af husdyrgødning defineret som forholdet mellem total udbragt N med husdyrgødning og det totale N behov (N-kvoten) fratrukket handelsgødningsforbruget.
- 2) Såfremt der er mere husdyrgødning tilbage, gødes græs i omdrift, således at 50% af N-behovet dækkes, herefter følger vinterraps, dernæst vinterhvede osv.
- 3) Såfremt al husdyrgødning ikke udnyttes ved 50% dosering, ændres doseringen proportionalt, så al husdyrgødning kan anvendes inden for sædskiftet.

Tabel 6. Prioritet for tildeling af husdyrgødning og andre organiske gødninger til forskellige afgrøder

Prioritet	Afgrøde
1	Helsæd
1	Majs
2	Græs i omdrift
3	Vinterraps
7	Vedvarende græs
4	Vinterhvede
5	Vårbyg
6	Vinterbyg
0	Ærter
0	Brak + øvrige

Handelsgødning tildeles ud fra afgrødens N-norm og den gennemsnitlige udnyttelsesprocent af husdyrgødning. Handelsgødningsforbruget på bedriften afstemmes med det opgivne forbrug, såfremt det ikke medfører overgødskning med mere end 30% af den beregnede N kvote. Gødning der overstiger kvoten med mere end 30% lægges over i en kommunepulje, hvorfra den fordeles som beskrevet i afsnit 4.1.

Gødningsplaner for fosforgødskning

Til fordeling af fosfor i handelsgødning til afgrøderne anvendes den vejledende P norm som fordelingsnøgle. (Tabel 7). Dette er en tilnærmelse idet P normerne kun gælder ved middel fosforstatus i jorden.

Udbragt P i husdyrgødningen beregnes ud fra gennemsnitligt forhold mellem P og N i de gødningsstyper, der er angivet i gødningsregnskabet (se afsnit 3.2.)

Udbragt P med handelsgødning til den enkelte mark afhænger af både afgrødernes P-norm og mængden af P udbragt med husdyrgødning og anden organisk gødning. Som nævnt under afsnittet *Mark N-gødningsplaner* opstilles der separate gødningsplaner for omdriftssædskiftet og vedvarende græsmarker. Gødskningen med P med handelsgødning på markniveau er beregnet ved først at fratrage P-indholdet i husdyrgødningen og anden organisk gødning fra afgrødernes P-norm. Eksempel på afgrødernes P-normer er vist i tabel 7. Herefter fordeles handelsgødningen i forhold til den resterende kvote.

Tabel 7. Anvendte vejledende P normer kg P/ha for forskellige afgrøder for 2003. (Gælder kun for middel P status i jorden)

Afgrøde	Fosfor norm kg P/ha
Helsæd	30
Græs i omdrift	35
Vedvarende græs	20
Vårbyg	20
Vinterbyg	20
Vinterhvede	22
Vinterraps	25
Ærter	25
Majs	40
Brak + øvrige	0

2.4.3 Modeller til landsdækkende og regionale modelberegninger af N udvaskning og mark N og P balancer (SKEP/DAISY)

Principperne

I beregninger på landsplan af både N balancen (herunder N udvaskningen) og P balancer er anvendt SKEP/Daisy modelsystemet. Børgesen og Heidmann, 2002. SKEP/Daisy er et modelsystem, der på markniveau beregner tørstofudbytte, vand- og kvælstof- (N-) balance herunder N-udvaskning ud fra data om jordtype, klimazone, meteorologiske data, sædskifte og N-gødskning. SKEP/Daisy-beregningerne baseres på grundlæggende resultater fra modelberegninger med den deterministiske simuleringmodel DAISY (Abrahamsen & Hansen, 2000). Modelsystemet anvender en database med de grundlæggende DAISY-simulerings resultater for en række kombinationer af forfrugt, afgrøder, efterfølgende afgrøde, jordtype, klima og N-gødskning. Udbytteerne beregnet med DAISY-modellen justeres i forhold til regionale udbytte-niveau opgjort på amtsniveau af Danmarks Statistik. De grundlæggende modelberegninger repræsenterer en række almindeligt anvendte sædskifter dyrket på ni jordtyper. De ni jordtyper er genereret ud fra den Danske Jordprofil Database opdelt på fem Geo-regioner (j. f. Regionale jorddata). Modelberegningerne er gennemført med daglige meteorologiske data for en række klimazoner. Resultater fra disse modelberegninger er lagret i en database.

I beregninger for en mark anvender modelsystemet følgende indgangsdata: jordtype, klima, forfrugt, afgrøde, efterafgrøde/efterfølgende afgrøde som klassevariable og N-gødsning med handelsgødning og husdyrgødning som kontinuerte variable. SKEP beregner resultaterne for en given kombination af klassevariablen ved interpolation ud fra de resultater fra databasen, der mht. N-gødsning ligger tættest på den opstillede gødningsplan. Beregningerne med SKEP kan på denne måde gennemføres for mange aktuelle kombinationer af arealanvendelse og N-gødsning ud fra de samme grundlæggende modelberegninger.

Med SKEP/Daisy modelsystemet udregnes også mark N og P-balancer med udgangspunkt i N og P tilført med handels- og husdyrgødning og N og P fjernet med afgrøden (P-høst). N høst beregnes med de nye jordtype afhængige tørstof og kvælstof udbytte funktioner kalibreret til regional målte udbytte niveau. P-høst beregnes ud fra det beregnede N-udbytte og et afgrøde specifikt P:N forhold.

For hver bedrift og markblok opgøres den gennemsnitlige mark N og P balance som: N og P tildelt med husdyrgødning og anden organisk gødning plus N og P tildelt med handelsgødning – N og P høstet med afgrøderne.

Nærværende opgørelser af netto N og P-tilførsel til markerne må ikke forveksles med bedrifts P-overskud. Bedrifts P-overskud beregnes som forskellen mellem totalt tilført P til hele landbruget (inkl. foruden markerne også stald og lagerbalancer) minus totalt fraført P fra landbruget.

Modelberegnete resultater

De modelberegnete resultater omfatter en beregning for hver mark indberettet til GLR. Data omfatter angivelse af følgende oplysninger:

- 1) Bedrift identifikation
- 2) Mark blok nummer
- 3) Kommunenummer
- 4) Amts angivelse
- 5) Jordtypefordeling
- 6) Klimazone anvendt i modelberegningerne
- 7) Markens afgrødekode
- 8) Anvendt sædskifte
- 9) Grundlæggende ukorrigerede (fejlluede) gødningsdata fra gødningsregnskaberne
- 10) De anvendte metoder for korrektioner af gødningsanvendelsen
- 11) Modelberegnet N balance opgjort for hele sædskiftet med anvendelse af markblokkens jordtypefordeling og med N-overskuddet fordelt på tabsposter (udvaskning, denitrifikation og ammoniakfordampning) samt på jordpulje
- 12) Modelberegnet P balance opgjort for hele sædskiftet med anvendelse af markblokkens jordtypefordeling
- 13) Andel af arealet i opgørelsen, hvor der er foretaget omfordeling af gødning (arealafvigelse mere end 5% eller 2 ha mellem oplysninger i de forskellige registre)

Mange af de grundlæggende modelberegnete resultater baseres på en række antagelser om specielt udbytte niveau (kalibreret på amtsniveau) og gødsning (bedriftsniveau data). Derfor er resultaterne forbundet med betydelig usikkerhed på markblokniveau. Således bør data aggregeret til markblokniveau anvendes med stor forsigtighed medens sikkerheden er betydeligt større når resultater aggregeres til større enheder.

2.5 NLES4 modelberegning af kvælstofudvaskning (DMU)

NLES4 (Kristensen et al., 2008) er en empirisk model der kræver input parametre for henholdsvis gødningstildeling afgrøder og jordtype på den enkelte mark. Samt perkolationsberegninger for det pågældende nedbørsgrid. Disse parametre opgøres som beskrevet nedenfor.

2.5.1 Gødningsfordeling til markerne

Opgørelse af gødningsforbrug på den enkelte bedrift følger samme beskrivelse som i afsnit 4.1.2, dog med den modifikation af omfordeling af gødning mellem bedrifter sker indenfor amtet, mens der i SKEP/Daisy kun sker omfordeling indenfor kommuner eller nabokommuner.

Bedrifternes kvælstofkvote beregnes i henhold til beskrivelse i afsnit 3.1, dog således at normer for vanding er begrænset til græs i omdrift, grønkorn, helsæd, kartofler, vårkorn og majs på sandjordene.

Husdyrgødning og anden organisk gødning fordeles herefter ud på de enkelte marker indenfor en bedrift, idet den samlede mængde udnyttet N i organisk gødning fordeles i forhold til de beregnede kvoter til markerne. Der anvendes en prioriteret rækkefølge for tildeling til afgrøderne som vist i tabel 6. Handelsgødningsforbruget på bedriften fyldes nu op kvoten på markerne i en prioriteret rækkefølge:

- Øvrige afgrøder
- Helsæd og græs
- Vedvarende græs

Såfremt handelsgødningsmængden overstiger kvoten på marken fordeles den resterende gødning i forhold til markernes kvote. Hvis gødningstildelingen overstiger 200% af kvoten skæres den overskydende gødning bort.

2.5.2 Afgrøder og jordtype

Afgrøderne defineres ved en permutering, således at omdriftsafgrøderne på en bedrift fordeles med en arealvægtet andel på alle omdriftsmarkerne. De permanente afgrøder fastholdes på de respektive marker.

Herefter defineres følgende parametre:

Gødningstildeling: Nles arbejder med forårs og efterårsgødsugning. Her antages at al gødsugning sker om foråret

Afgrøde-efterafgrøde: For korn deles markerne ind i 4 typer: korn-udlæg, korn-lovpligtig efterafgrøde, korn-korn og korn-bar jord

Forfrugt: Der antages en gennemsnitlig faktor for forfrugt

N-fiksering: Det er valgt at anvende faste værdier for fiksering

Afgræsning: Det antages at omdriftsgræs afgræsses på 30% af arealet, mens vedvarende græs afgræsses på 80% af arealet. Kvælstof lagt på marken ved afgræsningen sættes lig den gødning der er beregnet til arealet, dog således at der maksimalt tilføres 200 kg N/ha på omdriftsgræs og 120 kg N/ha på vedvarende græs.

Normudbytte: Normudbytte er i henhold til normtabel givet i Plantedirektoratets vejledning til gødningsregnskaber.

Nlevel: Det antages at gødningsniveauet på en bedrift i årene forud var på samme niveau som i nærværende år. Nlevel beregnes derfor som et gennemsnitligt gødningsforbrug for henholdsvis omdriftsarealet og arealet med vedvarende græs. Ved gødningsforbrug forstås her summen af total-N i handelsgødning, husdyrgødning anden organisk gødning, afsætning fra dyr på græs og N-fiksering.

2.5.3 Modelberegningen

N-udvaskningen beregnes ud fra de opstillede markparametre og den tilhørende perkulationsberegning fortaget på baggrund af klimadata på 10×10 km grid beskrevet i kapitel 3. Udvasningen

beregnes således for hver enkelt afgrøde i en markblok tilhørende de enkelte bedrifter. Der foretages herefter en summering på markblokniveau. For hver bedrift angives hvorledes koblingen mellem GLR og gødningsregnskab er foretaget.

2.6 Referencer

- Abrahamsen, P. & Hansen, S. 2000. Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software* 15: 313-330.
- Børgesen, C.D. & Heidmann, T. 2002. Landsberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget med SKEP/Daisy og SIM IIIB modellerne. DJF rapport nr.62 Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.
- FRJOR 2008. Beskrevet i Landbrugsdata – anvendelse og faldgrupper. / Kristensen, I.T. Hansen, L.B. Thomsen, O.C. I: DANVA. *Dansk Vand*. 2004; vol. 5, nr. 72, s. 238-243
- Greve, M.H. Greve, M.B. Bøcher, P.K. Balstrøm, T., Madsen H.B & Krogh, L. 2007. Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. *Geografisk Tidsskrift* 107 (2).
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E.S., Jørgensen, F.V. & Vinther, F.P. 2003. Empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in leguminous crops. *Agricultural Systems* <http://www.orgprints.org/>,1-31
- JUPITER 2008. JUPITER – DANMARKS GEOLOGISKE & HYDROLOGISKE DATABASE. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
- 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 to N-LES4. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. DJF rapport, Markbrug 139. 25 pp.
- Plantedirektoratet 2007. Vejledning om gødsning og harmoniregler. Plantedirektoratet
- Vinther, F.P. & Hansen, S. 2004. SimDen – en simpel model til kvantificering af N₂-emission og denitrifikation. DJF rapport nr.104. Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.

2.7 Tilladelser til brug af data

2.7.1 Tilladelser til anvendelse af landbrugs registerdata fra det Generelle Landbrugsregister og gødningsregnskaber

Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) Aarhus Universitet.

Datatilsynet har den 31. august 2005 meddelt at DMU har tilladelse til at anvende GLR/CHR på følgende vilkår:

1. Danmarks Miljøundersøgelser er ansvarlig for overholdelsen af vilkårene.
2. Oplysningerne fra GLR/CHR må alene anvendes i statistisk eller videnskabeligt øjemed i relation til gennemførelsen af VMPIII, NOVANA samt relaterede forsknings- og udredningsopgaver. Oplysningerne om en registreret person må ikke danne grundlag for administrative afgørelser om den pågældende eller dennes virksomhed, jf. persondatalovens § 10, stk. 2.
3. Oplysningerne må ikke yderligere videregives uden forudgående tilladelse fra Datatilsynet, jf. lov om behandling af personoplysninger § 10, stk. 3.
4. Oplysningerne skal behandles i overensstemmelse med reglerne i persondataloven samt under iagttagelse af Justitsministeriets bekendtgørelse nr. 528 af 15. juni 2000 om sikkerhedsforanstaltninger til beskyttelse af personoplysninger, som behandles for den offentlige forvaltning.

Såfremt data skal anvendes til andet formål, skal der ske en fornyet henvendelse til Datatilsynet.

2.7.2 *Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet*

Klip fra nyeste tilladelse:

Forskningsregisteret skal efter det oplyste anvendes til forsknings- og udredningsopgaver vedrørende jordbrugets forhold, eksempelvis erhvervsstruktur, arealanvendelse og miljøpåvirkning bl.a. i forbindelse med Vandmiljøplan III.

Oplysningerne skal bl.a. anvendes til modelopbygning, geografisk analyse og statistiske bearbejdnings- og anvendelsen vil ske på flere niveauer fx mark, bedrift, besætning samt på kommunalt og amtskommunalt niveau.

Der ønskes foretaget udtræk for perioden 2005-2015. I registeret vil indgå både personoplysninger og virksomhedsoplysninger.

Det oplyses, at data i det nye register nogenlunde vil svare til data i FRJOR (Det forskningsrelaterede jordbrugsregister) hos Danmarks JordbrugsForskning. Vedlagt henvendelsen til Datatilsynet er en kopi af "Registerforskrifter for FRJOR".

Datatilsynet kan i den anledning udtale, at man under forudsætning af, at oplysningerne alene skal anvendes af Danmarks JordbrugsForskning til statistiske eller videnskabelige formål, ikke har bemærkninger til den ønskede videregivelse af oplysninger fra GLR/CHR til brug for etableringen af et forskningsregister som beskrevet. Vedrørende forskningsregisterets anvendelse skal tilsynet dog henlede opmærksomheden på reglerne i persondataloven § 10, stk. 2, hvoraf fremgår, at oplysninger, der er benyttet til videnskabelige eller statistiske formål, ikke senere må behandles i andet end statistisk eller videnskabeligt øjemed. Forbuddet gælder såvel følsomme som ikkefølsomme oplysninger, som indgår i behandlingen, jf. § 10, stk. 2, 2. pkt. Oplysningerne må således ikke efterfølgende anvendes til at træffe foranstaltninger eller afgørelser vedrørende de registrerede personer. Oplysningerne må endvidere kun videregives til tredjemand efter forudgående tilladelse fra Datatilsynet, og i givet fald kun med henblik på udførelse af undersøgelser i statistisk eller videnskabeligt øjemed, jf. lovens § 10, stk. 3.

2.8 Kvalitetskontrol og korrektion af Gødningsregnskaber

En stor del af gødningsregnskabsskemaerne mangler informationer i et eller flere felter, og der kan også være helt tydelige fejl. Forud for anvendelse af gødningsregnskaberne foretages derfor en analyse af data, med efterfølgende korrektion af åbenlyse fejl.

Markering og opdatering af fejl i efterafgrøder

I gødningsregnskaberne findes oplysning om efterafgrødeareal, krav til efterafgrøder før og efter reduktion*, aktuel efterafgrødeareal og overført areal med efterafgrøder fra tidligere år. Endvidere er det afkrydset hvis bedriften er fritaget for efterafgrøder eller anvender mere end 80 kg N* i organisk gødning pr ha. Der kan være flere fejl, den typiske er dog at tallene er placeret i det forkerte felt. Her er tjekket på om krav før reduktion er større end 12% af efterafgrødegrundlaget (12% er valgt i stedet for 10 for at give plads til lidt slør). Hvis dette er tilfældet er der noget galt og der udregnes et krav baseret på arealangivelsen. I denne korrektion antages at efterafgrødegrundlaget er 70% af arealet, og at kravet udgør 6% af efterafgrødegrundlaget, hvis feltet 80 kg N/ha ikke er krydset af, 10% hvis feltet 80 kgN/ha er krydset af. Skemaerne med korrektioner markeres.

***Regler for efterafgrøder i 2005:**

Kravet til efterafgrøder er 6% hvis bedriften anvender mindre end 80 kg N/ha i husdyrgødning og 10% hvis der anvendes mere end 80 kg N/ha i husdyrgødning. Der kan overføres efterafgrøder fra de foregående 4 år. Bedrifter mindre end 10 ha og bedrifter som har 100% grønne marker er fritaget for kravet om efterafgrøder. Desuden hvis der ikke er plads til det krævede efterafgrødeareal på grund af grønne marker reduceres kravet således at efterafgrødearealet kan indeholdes i sædskiftet.

Table 8. Mærkning og opdatering af fejl i gødningsregnskabsskemaer

Fejl	Korrektion	Mærkning
Lageropgørelse		
Negativ gødningsforbrug i en af lageropgørelserne	Rettes til positivt. Vurderes i forhold til opgivet samlet udbragt gødning, før dette i skemaet er afstemt med udbragt før og efter perioden.	Det pågældende gødningsforbrug mærkes
Manglende angivelse af samlet udbragt handelsgødning m.v. i perioden	Hvis de øvrige lageroplysninger er til stede beregnes denne ud fra disse	Det pågældende gødningsforbrug mærkes
Øvrige fejl i lagerberegningen (beregning af udbragt gødning ud fra de angivne oplysninger giver ikke det angivne)		Det pågældende gødningsforbrug mærkes
Husdyrgødning		
Ingen angivelse af husdyrgødning i lager eller udbragt, men oplysning i om N, der skal indgå i gødningsregnskab. (G_610)	Angivelsen i G_610 divideres med 0.70 og tilføjes som ukendt husdyrgødningstype.	Gødningstypen mærkes.
Summen af de enkelte husdyrgødningstyper er <u>større</u> end den angivne sum i gødningsregnskabet og lageropgørelsen(G_609, G_308)	De enkelte gødningstyper anvendes. (Det antages at disse er de mest korrekte. Evt. kan forskellen opgøres som negativ gødning)	G_609 og G_308 mærkes
Summen af de enkelte husdyrgødningstyper er <u>mindre</u> end den angivne sum i gødningsregnskabet og lageropgørelsen(G_609, G_308)	Forskel tilføjes som ukendt husdyrgødningstype. (Ved de videre beregninger kan det afgøres om denne skal indgå)	Gødningstypen mærkes.
Oplysninger om udbragt husdyrgødning i lageropgørelse er større end summen af de enkelte gødningstyper og den angivne sum i gødningsregnskabet	Forskel tilføjes som ukendt husdyrgødningstype. (Ved de videre beregninger kan det afgøres om denne skal indgå)	Gødningstypen mærkes.
Arealer og gødning		
Manglende information om dyrket areal i regnskaber med angivelse af udbragt gødning		Skemaet mærkes.
Manglende information om harmoniareal i regnskaber med angivelse af udbragt husdyrgødning		Skemaet mærkes.
N tildeling		
Meget stort gødningsforbrug ((N-husdyrgødning + Nhandelsgødning) > 600 kg N/ha)	Undersøges manuelt	Areal og N mærkes som usikre.
Større arealer med meget lille gødningsforbrug (Areal > 50 ha, N pr ha < 10 kg N/ha)	Skyldes ofte at bortforpagtede arealer er medtaget.	Areal og N mærkes som usikre.
N produktion		
Store husdyrhold med lille normproduktion af husdyrgødning (hvis husdyrholdet er større end 1000 DE og normproduktionen er mindre end 50 kg N/DE).	Undersøges manuelt	DE og N mærkes som usikre.
N-kvote		
Manglende information om Nkvote. (G_501)		Skemaet mærkes.
Store arealer med lille Nkvote (hvis arealet er større end 1000 ha og Nkvoten samtidig er mindre end 10 kg N/ha) (G_501)		Skemaet mærkes.
Meget store kvælstofkvoter (Nkvote > 400 kg N/ha) (G_501)		Skemaet mærkes.

3 Genestimering og videreudvikling af modellen N-LES til beregning af kvælstofudvaskning fra landbrugsjord N-LES₃ til N-LES₄

Kristian Kristensen
Jesper Waagepetersen
Christen D. Børgesen
Finn P. Vinther
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Ruth Grant
Gitte Blicher-Mathiesen
*Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet*

Modellen er beskrevet i en rapport, som er udarbejdet på engelsk og udgivet som en DJF rapport (Kristensen et al., 2008). Her gives et sammendrag af rapporten.

Modellen er 4. version af en empirisk model til beregning af kvælstofudvaskning fra landbrugsjord. Beskrivelsen af den første version blev publiceret i 2000. Alle versioner af modellen er udviklet i samarbejde mellem Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), begge tilhørende Aarhus Universitet.

Modellen er baseret dels på data fra monitoringsprogrammet LOOP indsamlet af DMU, dels på en dataserie af drænvandsmålinger indsamlet af DJF og dels på data fra markforsøg udført ved DJF – i alt 1467 observationer. For hver observation er udvaskningen beregnet ved at multiplicere de målte kvælstofkoncentrationer med beregnede afstrømninger. Udvasningen fra disse observationer varierede mellem 0 og 341 kg N ha⁻¹ med et gennemsnit på 52 kg N ha⁻¹.

Den model, som er benyttet til at beskrive udvaskningerne er en videreudvikling af den model, der er benyttet i tidligere versioner af modellen. Modellen inddrager dels effekterne af de forskellige kvælstofkilder (direkte kilder så som tilført N i gødning og indirekte, så som N fra jordens organiske materiale og N efterladt af tidligere afgrøder), den/de dyrkede afgrøder, afstrømning og jorden. I forhold til tidligere versioner er der nogle ændringer, bl.a. er effekten af afgrøder og forfrugter nu delt op i en effekt af henholdsvis sommerafgrøde og vinterafgrøde. Vinterafgrøden kan være enten en efterafgrøde, flerårig græs eller det kommende års sommerafgrøde (hvis denne er sået inden vinteren). Nogle af modellens parametre er additive, hvilket gælder direkte og indirekte kvælstofeffekter samt teknologieffekten. Teknologieffekter er medtaget for at beskrive den udvikling over årene, som ikke er inkluderet i modellen så som effekten af nye sorter, ændret jordbehandling eller plantebeskyttelse. Effekten af indeværende og foregående års afstrømning samt effekt af jordens ler- og hummusindhold indgår i modellen som multiplikative effekter. Selvom modellen er beskrevet mere matematisk i det følgende afsnit, mens de estimerede parametre fremgår af tabel 1-3. DJF-rapporten (Kristensen et al., 2008) indeholder en mere detaljeret beskrivelse af modellens parametre og variable samt en mere præcis beskrivelse af ændringerne i forhold til tidligere versioner og en omtale af hvilke variable, der herudover er undersøgt, men ikke inddraget i modellen.

Matematisk kan modellen udtrykkes som:

$$\hat{Y} = \{U + V^\kappa\} M \hat{C}$$

hvor

\hat{Y} er den prædikterede udvaskning

T er summen af direkte og indirekte effekter af kvælstof

U er en additiv effekt af udvikling over tiden (teknologi effekt) og en model teknisk parameter, som sikrer en effekt af N ved lave tilførsler

V er (den positive værdi af T , som bliver opløftet til en potens

\hat{C} er teknisk parameter, som sikrer den samme gennemsnitlige udvaskning for prædikterede og observerede værdier,

$$U = \begin{cases} \hat{\theta}_0 + \hat{\theta}_1 / (\hat{a}r - \hat{\theta}_2) & \text{hvis } T \geq 0 \\ \hat{\theta}_0 + \hat{\theta}_1 / (\hat{a}r - \hat{\theta}_2) + \varphi T & \text{hvis } T < 0 \\ \min 0 & \end{cases}$$

$$V = \begin{cases} T & \text{hvis } T > 0 \\ 0 \text{ (0.001)} & \text{hvis } T \leq 0 \end{cases}$$

$$T = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 N_{\text{niveau}} + \hat{\beta}_2 (N_{\text{forår}} + N_{\text{få}}) + \hat{\beta}_3 N_{\text{afsat af husdyr}} + \hat{\beta}_4 N_{\text{efterår}} + \hat{\beta}_5 f_{c/n} C_{\text{total}} \\ + \hat{\gamma}_{\text{sommer afgrøde}} + \hat{\gamma}_{\text{vinter afgrøde}} + \hat{\lambda}_{\text{forfrugt.sommer afgrøde}} + \hat{\lambda}_{\text{forfrugt.vinter afgrøde}} + \hat{\eta}_{\text{forsøgsstation}}$$

$$M = [1 - \exp(-\hat{\delta}_{1a} A_{0aa} - \hat{\delta}_{1a} A_{0sd} - \hat{\delta}_{1b} A_{0jm})] \exp(-\hat{\delta}_{2a} A_{1aa} - \hat{\delta}_{2b} A_{1sd} - \hat{\delta}_{2b} A_{1jm}) \exp(-\hat{\delta}_3 H) \exp(-\hat{\delta}_4 L)$$

A_{0aa}, A_{0sd} og A_{0jm} er afstrømning i månederne April-August, September-December, Januar-Marts

i udvaskningsåret. A_{1aa}, A_{1sd} og A_{1jm} er udvaskning i tilsvarende måneder i forudgående år

$f_{c/n}$ er en faktor, der afhænger af C/N forholdet i jordens øverste 25 cm.

Table 1. Estimerede parametre og approksimativ standard error for kontinuerte variable

Parameter	Beskrivelse	Estimat	StdErr
κ	Potens	1.50	0.10
θ_0	Afskæring	175	67
θ_1	Teknologi effekt	2878	1
θ_2	Teknologi effekt	1968	2
β_0	Afskæring	31	10
β_1	N-niveau – gns. af tilført N i de sidste 5 år	0,115	0,026
β_2	Mineralsk N tilført om foråret og fikseret N	0,094	0,023
β_3	N afsat på mark af husdyr	0,103	0,052
β_{4s}	Tilført N om efteråret på sandjord	0,374	0,176
β_{4l}	Tilført N om efteråret på lerjord	0,167	0,071
β_5	Effekt af N frigivet fra jordens organiske C	0,728	0,160
φ	Effekt af negativ T (model teknisk parameter)	0,5	-

Table 2. Estimerede parametre og approksimativ standard error for diskrete variable

Parameter	Beskrivelse	Estimat	StdErr
	Sommer afgrøde		
γ_{s1}	Græs ^a + Ærter + Korn/kløver	18,6	6,2
γ_{s2}	Bederoer + Kartoffler	-29,3	6,7
γ_{s3}	Korn + Græs til frøproduktion + Bælgplanter/vårsæd	0	-
γ_{s4}	Raps	23,2	14,4
γ_{s5}	Majs	28,4	15,0
	Vinter afgrøde		
γ_{v1}	Ingen afgrøde (bar jord)	0	-
γ_{v2}	Græs til frøproduktion + Græs ^a	-100,6	16,5
γ_{v3}	Græs i dæksæd + Vinter raps + Efterårs sået fangafgrøde	-43,6	7,8
γ_{v4}	Vintersæd	-11,5	4,6
	Forfrugt: sommer afgrøde		
λ_{s1}	Græs til frøproduktion + Bederoer + Kartoffler + Ærter + Majs + Bælgplanter/vårsæd	-17,7	4,6
λ_{s2}	Græs ^a + Raps + Brak	5,0	3,2
λ_{s3}	Korn + Korn/kløver	0	-
	Forfrugt: vinter afgrøde		
λ_{v1}	Ingen afgrøde (bar jord)	0	-
λ_{v2}	Græs til frøproduktion	-51,6	18,5
λ_{v3}	Græs ^a + Græs i dæksæd + Vintersæd	-9,1	3,2
λ_{v4}	Vinter raps + Anden efterårs sået afgrøde	-15,9	9,3
	Observationens placering		
η	Forsøgsstation	-24,9	6,7

^{a)} Inkluderer rent græs samt kløvergræs

Table 3. Estimerede parametre og approksimativ standard error for multiplikative effekter

Parameter	Beskrivelse	Estimat	StdErr
δ_{1a}	Afstrømning i udvaskningsåret April-December	0,000382	0,000112
δ_{1b}	Afstrømning i udvaskningsåret Januar-Marts	0,000659	0,000201
δ_{2a}	Afstrømning i forudgående år April-August	0,000549	0,000390
δ_{2b}	Afstrømning i forudgående år September-Marts	0,000424	0,000118
δ_3	Humusindhold, %	0,1866	0,0237
δ_4	Lerindhold, %	0,0494	0,0064
c	Korrektionsfaktor (model teknisk parameter)	1,256	-

Ved estimering af modellens parametre er det antaget at variansen på logaritmerede kvælstofudvaskninger er normalfordelte med varians som afhænger af observationstype samt at observationer fra samme år og eller samme lokalitet/forsøgsled er indbyrdes korrelerede. Modellen forklarer ca. 52 % af den totale variation i datamaterialet.

Foruden de her viste estimerede parametre indeholder DJF-rapporten tabeller og figurer, som kan benyttes til en foreløbig evaluering af modellen. Herunder tabeller med observerede og prædikterede udvaskninger for grupper af lokaliteter/forsøg, samt afgrøder, som for de fleste tilfælde viser en god overensstemmelse mellem observeret og prædikteret udvaskning. Desuden er der vist nogle figurer, hvoraf to beskriver effekten af forårs tilført kvælstof til vårsæd med og uden efterafgrøder ved to forskellige jord/klima scenarier. Disse viser at effekten af kvælstof synes at være lavere end fundet i forsøg samtidig med at andre figurer viser at de fundne effekter synes at være i overensstemmelse med data.

Sidst i rapporten er der nogle figurer og en tabel, som sammenligner prædiktionerne mellem N-LES₃ og N-LES₄. Disse er lavet dels for loop-arealerne (som gennemsnit af de aktuelle afgrøder) og dels for udvalgte sædskifter dyrket på to jordtyper med hhv. lille og stor årlig nedbør.

Endelig indeholder DJF-rapporten referencer til artikler, der beskriver de aktuelt benyttede metoder for beregning af bl.a. afstrømning og N-fiksering samt beskrivelser af tidligere versioner af udvaskningsmodellen N-LES.

Referencer

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. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. DJF Plant Science 139, 25 pp.

4 Landsdækkende modelberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget for årene 2003-2007

Christen Duus Børgesen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

I forbindelse med VMPIII midtvejsevalueringen er der gennemført nye landsdækkende modelberegninger af kvælstofudvaskningen. Beregningerne baseres på sædskifte- og gødningsdata fra henholdsvis mark- og bedriftsniveau. Metoden, der er anvendt, er baseret på resultater af en omfattende validering og ny kalibrering af udvaskningsmodeller.

Udvaskningsberegningerne udarbejdet i forbindelse med slutevalueringen af VMPII (Børgesen & Grant 2003) blev baseret på kommunedata, hvor landbrugsdata var summeret til fire bedriftstyper på kommuneniveau. De "nye" landbrugsdata er blevet tilgængelige fra landmandsindberetningerne i forbindelse med ansøgning om hektarstøtte og i forbindelse med indsendelse af gødningsregnskaber. Beregningerne kan derfor gennemføres særskilt for hver enkelt bedrift, og der er i de "nye" modelberegninger en bedre sammenhæng mellem sædskifte, gødningsdata, jordtyper og klimaforhold, end der var i modelberegningerne udarbejdet i forbindelse med slutevalueringen af VMPII (Børgesen & Grant, 2003). Desuden er modelberegningerne baseret på nye mere lokalt repræsentative jordbundstyper og klimadata. Således er resultaterne af modelberegningerne baseret på mere lokale data og derfor er resultaterne mere anvendelige lokalt. Dog er der i modelberegningerne stadig forhold, der er standardiseret såsom udbringningsmetode og fordeling af husdyrgødning, udbringningstidspunkt af gødning, jordbearbejdning og korrektion af gødningsmængder som gør, at modelberegningerne på lokalt niveau er forbundet med større usikkerhed end på større skala såsom regional- og national skala.

4.1 Metoder til modelberegning af udvaskningen

Opgørelse af kvælstofudvaskning på både regional- og landsplan er behæftet med stor usikkerhed. Usikkerheden i opgørelsen af kvælstofudvaskningen skyldes både usikkerheden ved de anvendte modeller, usikkerheder på indgangsdata samt metodeusikkerheder forbundet med at afspejle variationen i jordbund, klima og driftsforhold i modelberegningerne.

I opgørelsen af N-udvaskningen på landsplan er det hensigtsmæssigt at anvende flere typer modeller, da de enkelte modeller har forskellige styrker og svagheder. Således er der valgt at gennemføre udvaskningsberegningerne med to modeller henholdsvis SKEP/Daisy og NLES4. SKEP/Daisy-modellen (Børgesen og Heidmann, 2002) bygger på resultater af grundlæggende modelberegninger med DAISY-modellen (Abrahamsen & Hansen, 2000). SKEP/Daisy-modellen er rekalibreret og udbygget i forhold til beskrivelsen (Børgesen & Heidmann, 2002). Hvor der i modelsystemet er sket væsentlige ændringer, vil disse fremgå af dette notat.

Den nye empiriske udvaskningsfunktion NLES4 (Kristen et al., 2008) er en opdateret og rekalibreret version af NLES3-modellen (Kristen et al., 2003), der blev anvendt i VMPII slutevalueringen (Børgesen & Grant, 2003). Rekalibreringen og ændret modelstruktur er begrundet i nye observationer af målt kvælstofudvaskning og en ny modelberegnet vandbalance.

4.2 SKEP/Daisy-modellen

SKEP/Daisy er et modelsystem, der på markniveau beregner tørstofudbytte, vand- og kvælstof-(N-) balance – herunder N-udvaskning ud fra data om jordtype, klimazone, meteorologiske data, sædskifte og N-gødskning. SKEP/Daisy-beregningerne baseres på grundlæggende resultater fra

modelberegninger med den deterministiske simuleringsmodel DAISY (Abrahamsen & Hansen, 2000 (version 4.00)). Modellsystemet anvender en database med de grundlæggende Daisy-simuleringsresultater for en række kombinationer af forfrugt, afgrøder, efterfølgende afgrøde, jordtype, klima og N-gødskning. DAISY-modellen er kalibreret på til at simulere regionale N-udbyttene, der svarer til et gennemsnitligt niveau for årene 2001-2005 (Danmarks Statistik, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005). Kalibreringen af modellen er gennemført for kombinationerne Geo-regioner, klimazoner og jordtyper. En detaljeret beskrivelse findes i Bilag 3: Daisy N-udbytte kalibrering.

De grundlæggende modelberegninger repræsenterer en række almindeligt anvendte sædskifter dyrket på 11-12 jordtyper repræsentative inden for hver af fem geo-regioner. Jordtyperne er genereret ud fra den Danske Jordprofil Database – se i øvrigt Bilag 2: Jordbundsdata. Der er også gennemført kalibrering af denitrifikation og udvikling i jordens organiske puljer, således at denitrifikationen ved normgødskning med handelsgødning er på niveau med en Simden (Vinther og Hansen, 2004) beregnet denitrifikation ved samme gødskningsniveau. Udviklingen i de organiske puljer er kalibreret til en gennemsnitlig puljeudvikling fundet i 25 forskellige forsøgsrækker, der dækker ca. 140 års måledata af mark N-balancen. En gennemgang af kalibreringen findes i Bilag 4: Daisy kalibrering af udviklingen i jordens organiske N-puljer og denitrifikation.

Modelberegningerne er gennemført med regionale daglige meteorologiske data for perioden 1990-2005. Landet er opdelt i 18 nedbørszoner, hvor hver zone er kalibreret til en nedbør, der afspejler nedbøren i området. I VMPII slutevalueringen blev der anvendt 6 klimazoner. For en nærmere gennemgang af klimadata henvises til Bilag 1: Klima data. Resultater fra de grundlæggende Daisy- modelberegninger er lagret i en database.

I modelberegninger for en mark anvender modellsystemet følgende indgangsdata: jordtype, klima, forfrugt, afgrøde, efterafgrøde/efterfølgende afgrøde som klassevariable og N-gødskning med handelsgødning og husdyrgødning som kontinuerte variable. SKEP-beregner resultaterne for en given kombination af klassevariablen ved interpolation ud fra de resultater fra databasen, der mht. N-gødskning og jordtype, ligger tættest på den opstillede gødningsplan. Beregningerne med SKEP kan på denne måde gennemføres for mange aktuelle kombinationer af arealanvendelse og N-gødskning ud fra de samme grundlæggende modelberegninger. For hver mark der indgår i sædskiftet på en bedrift beregnes en SKEP/Daisy-modelberegnet mark N-balance (N tilført med handelsgødning, husdyrgødning, N-fiksering, atmosfære, N-deposition og N fraført ved N- fordampning fra handels- og husdyrgødning, N-udvaskning, denitrifikation, N-høst med kerne /kartoffelknold, sukkerroer og N-høst med halm, stængel, blade). Desuden beregnes ændringen i jordpuljen. For alle omdriftsmarkerne tages udgangspunkt i at markerne dyrkes som hele sædskiftet og resultaterne vægtes på markniveau i forhold til den jordtypefordeling der er for markblokken.

4.3 NLES4-modelberegninger

N-udvaskningen beregnes med den empiriske model NLES4 (Kristensen *et al.*, 2008). NLES4 er i modsætning til Daisy en empirisk model, der er udarbejdet på baggrund af data fra forsøg forskellige steder i Danmark. Modellen baseres på 1467 års opgørelse af udvaskningen for forskellige afgrøder, jordtyper, klimaforhold og N-gødskningsniveauer. Modellens parametre er beskrevet i Kristensen *et al.*, 2008.

Modellen anvender de samme inputdata for N-gødskning, sædskifte og jordtypefordeling, der anvendes af SKEP/Daisy-modellen. Modellen anvender en vandbalance, der er baseret på DMI's 10 km gridnedbør målt i perioden 1990-2006 og modelberegnet med Daisy-modellen. Se Bilag 1: Klima data. For at opnå realistiske afstrømninger er der gennemført en omfattende kalibrering af jordens hydrauliske parametre og fordampningsparametre for at opnå sammenhæng mellem den modelberegnete afstrømning af vand fra rodzonen og så en aktual målt afstrømning. De anvendte

jordbundsdata er beskrevet i Bilag 2: Jordbundsdata og fordampningsparametrene er beskrevet i Bilag 1: Klimadata.

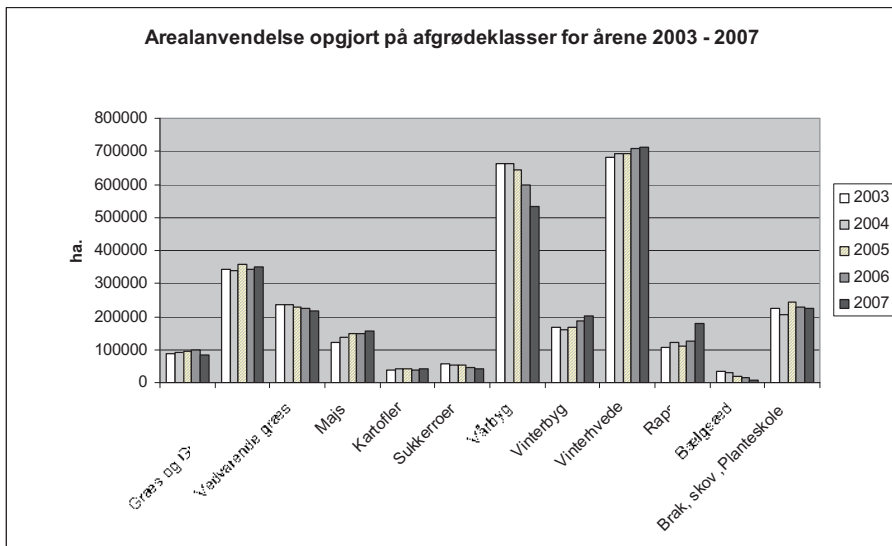
4.4 Inputdata i de regionale modelberegninger

Registerdata

Modelberegningerne er baseret på data fra de landsdækkende landbrugsregistre: Det Generelle LandbrugsRegister (GLR) og gødningsregnskaber fra Plantedirektoratet (PD). De benyttede data er udtrukket fra DJF's Forsknings Relaterede JORDbrugs register (FRJOR, 2008).

Arealanvendelse

Der er anvendt data for arealanvendelsen fra GLR for dyrkningsårene 2003 til 2007. Koderne ændres gennem årene og dækker afgrødeklasser, der indeholder kornafgrøder, grovfoderafgrøder, udefinerede planteskolearealer, juletræer, brak, vedvarende græsningsarealer m.fl. I de grundlæggende Daisy-modelberegninger er der kun modelberegnet for de dominerende kornafgrøder: vårbyg, vinterbyg, vinterhvede, vinterraps, ærter og grovfoderafgrøderne: rajgræs, vedvarende græs og silomajs er repræsenteret. Begrænsningen skyldes at Daisy-modellen kun er kalibreret til disse afgrøder. For at kunne gennemføre modelberegninger for alle GLR-afgrøder er der sket en samling af GLR-afgrøde koderne i afgrødeklasserne, som er repræsenteret i de grundlæggende modelberegninger. I figur 1 er vist arealfordelingen af afgrødeklasserne opstillet ud fra GLR for årene 2003-2007.



Figur 1. Arealanvendelsen for årene 2003-2007 opgjort ud fra de årlige landmandsindberetninger (for årene 2003-2004 er data hentet fra Hektarstøtteansøgningen, øvrige år stammer data fra indberetninger med enkeltbetalingsordningen)

Af figur 1 ses at arealet med: Frøgræs, Kartoffler, Græs og Grøntfoder i perioden er næsten konstant. For græs og grøntfoder er der sket en ændring ved at arealet med helsæd er faldet, hvorimod græsarealet er steget (ikke vist i figur 1). Arealet med vedvarende græs falder lidt i perioden og majsarealet stiger. Arealet med sukkerroer indbefatter både foderroer og sukkerroer. Der ses et fald i sukkerroearialet i perioden (2005-2007). De største ændringer i arealanvendelsen ses ved et fald i vårbygarealet fra 2004-2007 og en stigning i vintersædsarealerne af vinterbyg, vinterhve-

de samt raps (i figur 1 er vinterraps og vårraps slået sammen som raps, men overvejende domineret af vinterraps). Bælgsædsarealet falder i perioden. I kategorien Brak, skov og planteskole indgår både brakarealer, juletræer, frugtræer m.fl. Ophævelsen af brakpligten har først betydning fra 2008 og kan derfor ikke ses i opgørelsen eller i modelberegningerne.

I året 2005 overgik dataindberetningen af arealanvendelse og gødningsplaner til den såkaldte enkeltbetalingsorden, hvilket medførte at det dyrkede areal steg markant. Areal med specielt vedvarende græs og juletræer steg (Grant, 2008). For at tage højde for disse ændringer er arealanvendelsen for 2003 og 2004 øget, således at det samlede areal med vedvarende græs og juletræer er øget til niveauet for 2005-2006. Herved tages der i modelberegningerne hensyn til at der med enkeltbetalingsordningen blev tilmeldt et større areal som dyrket areal.

Sædskifter

Til hver bedrift er der opstillet årlige sædskifter ud fra oplysninger om arealanvendelsen på de marker, der er registreret på bedriften for årene 2003-2007. Bedriftens sædskifte er opdelt i tre typer arealanvendelse: 1) marker i omdrift, 2) vedvarende græsmarker og 3) marker med permanent brak/skov. Der er opstillet typiske afgrødefølger for omdriftsmarkerne ud fra bedriftens samlede arealanvendelse i de enkelte år. Eksempelvis dyrkes der vinterbyg før vinterraps, vinterhvede efter vinterraps, græsmarker ligger i to år og græs sås som udlæg i vårbyg. Der er i sædskifterne indlagt efterafgrøde (rajgræs udlæg) på primært vårsædsrealerne i forhold til det efterafgrødeareal der er indberettet med gødningsregnskaberne.

Kvælstoffiksering

I de grundlæggende Daisy-modelberegninger er kvælstoffikseringen ikke Daisy-modelberegnet for græsmarkerne, da det er rajgræsmodul i Daisy-modellen, der er anvendt. For at kompensere for den manglende kvælstoffiksering i rajgræsmarker er der anvendt en empirisk model baseret på (Høgh-Jensen *et al.*, 2003) til at beregne kvælstoffikseringen, som herefter er tilført som mineralisk gødning til marken. For bælgsædsmarker beregner Daisy-modellen en N-fiksering. For modelberegningerne med NLES4, er N-fikseringen for både ærter og græsmarker i omdrift samt vedvarende græs beregnet med den empiriske model baseret på (Høgh-Jensen *et al.*, 2003).

Markgødningsplaner

Der er beregnet en gennemsnitlig udnyttelsesprocent for udbragt husdyrgødning i gødningsplanerne. Udnyttelsesprocenten beregnes specifikt for bedriften ud fra bedriftens beregnede N-behov og aktuelt forbrug af handels- og husdyrgødning. Ved opstillingen af gødningsplanerne antages det, at den gennemsnitlige udnyttelsesprocent på en bedrift er mindst 25%. Der opstilles herefter gødningsplaner på markniveau ud fra afgrødedata for markerne og N-gødskningsdata opgjort på bedriftsniveau. Metoden, som er anvendt, er en videreudvikling af metoden anvendt i de landsdækkende modelberegninger (Børgesen & Heidmann, 2002). Indgangsdata kan opdeles i grunddata og bedriftsspecifikke data fra gødningsregnskaberne (PD-data) samt markdata for arealanvendelsen, der stammer fra GLR.

Grunddata omfatter:

- Afgrøde kvælstofnormer for de pågældende år (2003-2007) (Plantedirektoratet, 2003-2007)
- Afgrødernes P-behov
- En prioritering af alle afgrøder i forhold til gødskning med husdyrgødning

Bedriftsspecifikke data omfatter:

- Dyrket areal ifølge GLR
- Gødet areal ifølge PD
- Harmoniareal
- Areal inklusiv brak
- Areal med efterafgrøder

- Udbragt N med handelsgødning
- Udbragt N med husdyrgødning
- Eksporteret/importeret husdyrgødning
- Udbragt N med anden organisk gødning
- Udnyttelsesprocent af husdyrgødning
- P-indhold i husdyrgødning beregnet ud fra gødningstypen

Markdata:

- De dominerende jordtyper på markblokniveau
- Markens geografiske placering
- Afgrøder

Den enkelte marks gødningstildeling tager udgangspunkt i den dyrkede afgrødes N-norm. N-normen bestemmes årligt ud fra normtal for de enkelte afgrøder. Normen afhænger desuden af jordtypen (jordtypen bestemmes ud fra den dominerende jordtype i markblokken), forfrugten og af om der vandes på marken.

Tilførsel af husdyrgødning til bedriftens marker er beregnet ved at anvende en prioriteret tilførsel af husdyrgødning (prioriteringen af tildelingen til de forskellige afgrøder er baseret på oplysninger fra planteavlskonulerter indsamlet i tre områder i AGWAPLAN projektet (Børgesen et al., 2006)). Prioriteringen anvendt for alle årene er vist i tabel 1. I opstillingen af gødningsplanerne er der anvendt følgende procedurer:

- 1) Hvis der er helsæd eller majs i et sædskifte på en bedrift, og der ifølge data fra PD udbringes husdyrgødning, gødes disse afgrøder med husdyrgødning svarende til 50% af afgrødens N-behov ved den udnyttelsesprocent, der er beregnet for bedriften.
- 2) Såfremt der er mere husdyrgødning tilbage, gødes græs i omdrift, således at 50% af N-behovet dækkes – herefter følger vinterraps, dernæst vinterhvede osv.
- 3) Såfremt al husdyrgødning ikke udnyttes ved 50% dosering, ændres doseringen trinvis, så al husdyrgødning kan anvendes inden for sædskiftet.

Herefter fordeles handelsgødningen, så der opnås et ensartet gødningsniveau. Dog er der i beregningerne indlagt en maksimal overgødskning på 30% over den fundne N-norm. Hvis det indmeldte gødningsforbrug indikerer en overgødskning på over 30%, ses det som et udtryk for vanskelighed med en meningsfuld kobling af arealoplysninger og gødningsregister, og den overskydende handelsgødning lægges i en kommunal pulje til efterfølgende fordeling på det øvrige dyrkede areal der ikke er tilknyttet en gødningsplan.

Tabel 1. Prioritet for tildeling af husdyrgødning til forskellige afgrøder

Prioritet	Afgrøde
1	Helsæd, Sukkerroer, Kartoffler
1	Majs
2	Græs i omdrift
3	Vinterraps
7	Vedvarende græs
4	Vinterhvede
5	Vårbyg
6	Vinterbyg
0	Ærter
0	Brak + øvrige

Der findes specielt i årene 2003-2004 en række bedrifter der ikke har indsendt gødningsplaner (se i øvrigt Børgesen og Grant, 2008). Disse arealer gødes efter gældende N-gødningsnorm.

I forbindelse med opstilling af samtlige gødningsplaner for hele landet sker der en generel korrektion af gødningsmængderne således at summen afstemmes med landstal for N i husdyrgødning ab lager + udbragt anden organisk gødning (slam, kartoffelvand, m.v.), samt forbruget af handelsgødning.

I tabel 2 er vist nøgletal anvendt i modelberegningerne af udvaskningen for perioden 2003-2007.

Det dyrkede areal er bestemt ud fra GLR-data. I årene 2003 og 2004 er arealerne korrigeret op til niveauet for 2005, for henholdsvis vedvarende græs og juletræer og følger Grant, 2008. Der skal bemærkes at der i 2005 er et betydeligt større areal end i de øvrige år. Dette skyldes nok indførelsen af enkeltbetalingsordningen. Sammenlignes resultaterne i tabel 2 med Danmarks statistikopgørelse af det dyrkede areal ses et generelt større GLR-areal. Det skyldes sandsynligvis, at der i hektarstøttearealet indgår flere arealtyper samt at der for Danmarks statistik kun indgår arealer fra bedrifter der er > 5 ha.

Tabel 2. N tilført med N-gødninger i de landsdækkende modelberegninger for årene 2003, 2004, 2005, 2006 og 2007

År	Dyrket areal (GLR-areal)	Dyrket areal DK statistik	N-Han- delsgød- ning	N-Husdyr- gødning	N anden orga- nisk N	Tilført i alt med N-gødning
	[1000 ha]	[1000 ha]	[1000 ton N]	[1000 ton N]	[1000 ton N]	[1000 ton N]
2003	2764*	2657	196	231.7	6.2	433.9
2004	2769*	2645	201	229.9	6.6	437.5
2005	2796	2707	201	227.3	5.7	434
2006	2765	2711	187	219.1	5.1	411.2
2007	2752	2663	190	236.9	4.2	432

* Inklusiv forøgelsen af arealet vedvarende græs og juletræer, som der skete i 2005 og 2006 med indførelsen af enkeltbetalingsordningen

4.5 Markvanding

Data om markvandingsboringer er indhentet fra GEUS's database JUPITER (JUPITER, 2008). Boringerne er koblet med arealanvendelsesdata og gødningsdata via placering. Hvilke bedrifter der kan vande, anslås ud fra boringens placering. Grundlæggende antages at den bedrift, der har det største areal tættest på boringen også bruger denne. For hvert år er der oprettet kort med boringer og tilladelse til markvanding og en boring antages at bruges til vanding af den ejendom, der har størst areal inden for den markblok, hvor boringen ligger. Hvis der er flere boringer i en markblok, antages det, af alle bedrifter med mere end 1 ha i blokken kan vandes. Hvis en boring ligger udenfor markblokkene, antages det, at den bedrift, der har størst areal indenfor tilgrænsende markblokke, kan vandes.

Arealet, der fremkommer ved metoden, er på omkring 700.000 ha og derved større end et anslået vandet areal på ca. 450.000 ha (S.K. Hviid, 2007 pers. komm). For at kunne prioritere mellem de 700.000 ha antages, at markblokke hvor sandjorde (arealer med farvekode 1, 2 og 3 (JB1,2,3, og 4)) er dominerende kan vandes. Der antages desuden, at grovfoderafgrøder (græs i omdrift og grøntfoder, og majs) og kornafgrøderne: vårbyg, vinterbyg, vinterbyg samt kartofler vandes. Dette er en antagelse, der for den enkelte landmand kan være fejlagtig, men er antaget at svare til generel praksis. Herved begrænses det areal der antages at blive vandet til at udgøre omkring 430.000 ha.

Der vandes for kornafgrøderne 3-4 gange årligt afhængig af udtørningsgraden af jorden. Der vandes kun hvis jorden udtørres, dvs. vandindholdet i bunden af A-horisonten er under PF 2.5. Der overfladevandes med 25 mm pr. gang. Der kan tidligst vandes hver 14 dag. Græsmarker kan van-

des fra maj og frem til september. Kartoffler kan vandes i perioden fra maj til august. Kornafgrøder kan vandes fra maj til midt juli.

4.6 Ammoniakfordampning fra udbragt husdyrgødning og anden organisk gødning

I Daisy-modellen anvendes en fast ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning svarende til 10% af ammoniumindholdet i husdyrgødning. Anvendes de antagne 10% i alle årene fås en større fordampning end der er beregnet i Albrektsen & Gyldenkerne (2008), hvor der tages højde for årlige variationer i udbringningspraksis, ammoniumindholdet i husdyrgødning samt totale mængder udbragt. SKEP/Daisy-modelberegningerne korrigerer ammoniakfordampningen ved at tilbageføre noget af ammoniakfordampningen (de 10%) som handelsgødning N, således at der er overensstemmelse mellem den generelle antagne ammoniakfordampning fra udbragt husdyrgødning og den mængde, der er til rådighed for planteudnyttelse eller kan tabes ved denitrifikation eller udvaskning.

4.7 Resultater

I tabel 3 er vist de landsdækkende resultater af modelberegningerne. Resultaterne er opgjort både som kg N/ha og i 1000 t N. Resultaterne er opgjort som gennemsnitsresultater baseret på modelberegninger for klimaaårene 1990-2005, idet N-udbytte er kalibreret, så de svarer til gennemsnitsudbytte af de enkelte afgrødeklasser opgjort for årene 2001-2005 på amtsniveau. Således at, hvis der sker en forskydning i arealanvendelsen, ændres det samlede N-udbytte med arealanvendelsen.

N tilført med handelsgødning varierer mellem årene i intervallet 187 og 202 tusind t N. Variationen er både en effekt af ændret arealanvendelse men også en konsekvens af variation i den årlige N-prognose (Knudsen, 2007). For at neutralisere effekten af N-prognosen, er udvaskningen korrigeret til en N-prognose lig med 0 kg N. Korrektionen er gennemført med den antagelse at udvaskningen ændres med 0,3 kg N per 1 kg N som prognosen opskrives eller nedskrives. I rækken "Korrektion N-prognose" angives de årlige korrektioner af udvaskningen. Heraf ses at udvaskningen korrigeres op i 2003 med 1,8 tusind t i 2003 og nedkorrigeres i 2007 med 2 tusind t N. Herefter antages større fald i N-udvaskningen efter korrektion for N-prognosen fra 2003 til 2007, end der er beregnet med de ukorrigerede modelberegnete N-udvaskninger.

N tilført med husdyrgødning + anden organisk gødning varierer mellem årene, således at der forekommer det laveste niveau i 2006 og det højeste niveau i 2007. N tilført med husdyrgødning udgør (se også tabel 2) den største mængde, medens N tilført med anden organisk gødning (slam, kartoffelvand, m.fl.) udgør en lille del af den samlede mængde. Den modelberegnete N-fiksering beregnet med SKEP/Daisy-systemet falder i perioden fra 30 tusind t til 26 tusind t – beregnet efter Høgh-Jensen metoden er faldet fra 28 tusind t til 23 tusind t. Reduktionen er på samme niveau for de to metoder og skyldes primært nedgang i bælgseedsarealet og nedgangen i vedvarende græsareal (ses i figur 1).

N tilført ved atmosfæredeposition og med såsæd er på samme niveau igennem perioden. Det skyldes både at det dyrkede areal ikke varierer meget gennem perioden, og at alle årene er modelberegnet under de samme klimaforhold og dermed også nedbørsforhold, der kan have betydning for våddepositionen af N.

Fordampning af N (ammoniak fordampning fra udbragt husdyrgødning og anden organisk gødning) er justeret svarende til niveauet angivet af Albrektsen & Gyldenkerne (2008). Fordampningen fra udbragt husdyrgødning er reduceret fra 22.000 t N i 2003 til 20.000 t N i 2007.

Table 3. Resultater af landdækkende modelberegninger for årene 2003-2007

	2003		2004		2005		2006		2007	
	1000t N	Kg N/ha	1000t N	Kg N/ha	1000t N	Kg N/ha	1000t N	Kg N/ha	1000t N	Kg N/ha
SKEP/Daisy	196	71	202	73	201	72	187	68	190	69
N balance	238	86	238	86	232	83	224	81	241	88
Tilført N	30	11	29	11	26	9	26	9	26	9
Handelsgødning	47	17	47	17	48	17	47	17	47	17
Husdyrgødning + anden org. N	10	4	10	4	10	3	9	3	9	3
Fiksering.	521	189	527	190	516	184	492	178	513	186
Atmosfære										
N såsæd										
Total tilført										
Fjernet N										
Fordampning.	22	8	20	7	20	7	20	7	20	7
Udvaskning	181	65	183	66	168	60	155	56	171	62
Denitrifikation	50	18	51	18	49	17	48	17	50	18
Høstet kerner ,roer, kartofler	170	61	171	62	166	59	164	59	165	60
Høstet halm, gras, stængel	138	50	140	51	142	51	143	52	143	52
Total fjernet	561	203	566	204	546	195	530	192	548	199
Δ-org N i jord	-26	-9	-29	-10	-25	-9	-24	-9	-26	-9
Δ-Mobilt N i jord	-10	-4	-8	-3	-6	-2	-13	-5	-10	-4
N-LES4	161	58	162	59	159	57	154	56	156	57
N-denitrifikation										
SimDen	41	15	41	15	43	15	42	15	42	15
N-fiksering efter										
Høgh-Jensen et al.,2003.	28	10	27	10	24	9	24	9	23	8
Korrektion N prognose	1,8		0,6		1,77		7,5		-2	
SKEP/Daisy korrigeret										
Udvaskning	172	62	175	63	164	59	149	54	159	58
NLES4 korrigeret										
Udvaskning	163	59	163	59	161	58	161	58	154	56

Denitrifikationen er både beregnet med SimDen (Vinther og Hansen 2004, (version 2.0)) og med SKEP/Daisy-modellen. Som tidligere nævnt er Daisy-modellen kalibreret til et denitrifikationsniveau beregnet med SimDen for udelukkende handels N gødede arealer for de forskellige jordtyper. Denne kalibrering er i opstillingen af Daisy-databasen anvendt for både handels-og husdyrgødede arealer. Resultaterne i tabel 3 viser, at den modelberegne denitrifikation for SKEP/Daisy er generelt større, end hvis SimDen modellen anvendes direkte. Årsagen hertil er, at Daisy-modellen reagerer kraftigere på husdyrgødning end SimDen-modellen.

Forskellen mellem de to modeller er i gennemsnit 3 kg N/ha og er relativt beskeden i forhold til usikkerheden på bestemmelsen af denitrifikationens størrelse. Det højere denitrifikationsniveau i SKEP/Daisy-modelberegningerne er opnået i alle årene og har derfor ingen betydning for trenden i udviklingen i udvaskningen, men har dog betydning for udvaskningsniveauet.

I NLES4-beregningerne er der ingen særskilt effekt af denitrifikation. Denne effekt er indarbejdet i primært jordparametrene, der indgår i NLES4-modellen.

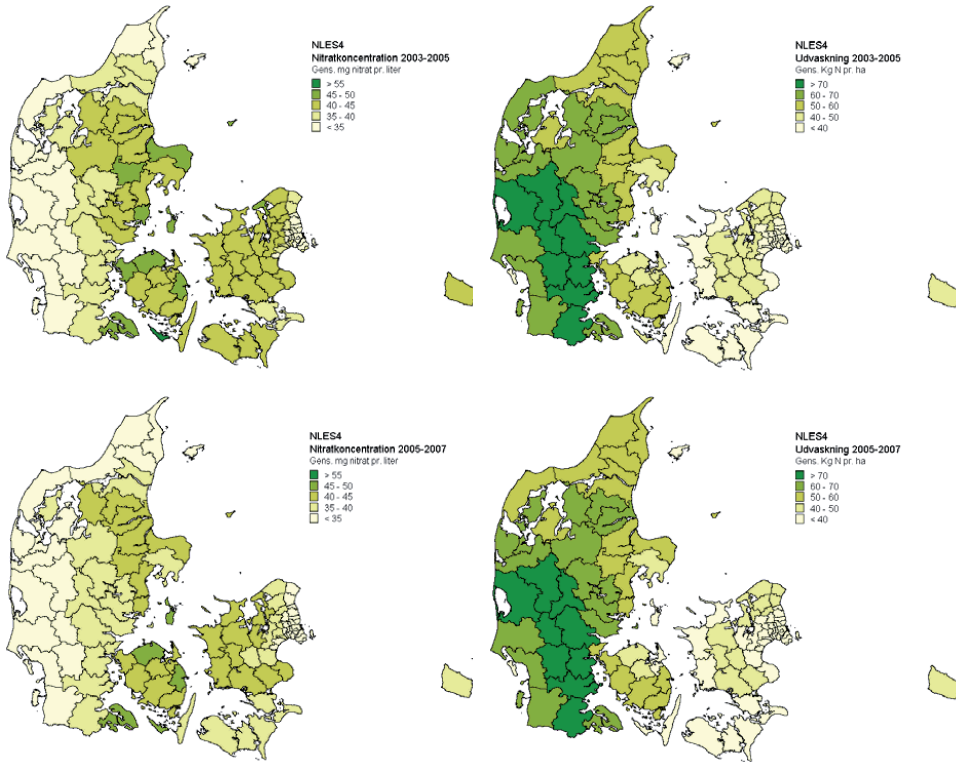
Den høstede N fra afgrøderne opdeles i Daisy-modellen i to bidrag: 1) kerner, roer og kartofler 2) halm græs, stængel. Af tabel 3 fremgår, at N-udbyttet varierer lidt gennem perioden. Variationen er alene en konsekvens af ændret arealanvendelse, da N-udbyttene på afgrødeniveau er antaget konstant svarende til gennemsnits N-udbyttet for perioden 2001-2005. I modelberegningerne er halmudbyttet kalibreret til niveauet for 2006-2007 (Danmarks statistik (2006, 2007)). Det skal bemærkes at der i modelberegningerne med SKEP/Daisy-modellen de enkelte år kan være afvigelser på ± 1.000 t N. Det skyldes at det ikke er muligt både at kalibrere N-udbyttet i kerne og N-udbyttet i halm samtidig. Ikke bjerget halm er antaget nedmuldet. Samtidig er det forbundet med betydelig usikkerhed at opgøre halm N udbyttet.

Som tidligere nævnt korrigeres de beregnede N-udvaskninger for N-prognosen. Med SKEP/Daisy-modellen er den beregnede udvaskning desuden tillagt ændringen i "mobilt N i jord" (ændring i jordens indhold af udvaskeligt kvælstof fra årets start til årets slutning) før det endelige resultat "SKEP/Daisy korrigeret udvaskning" er nået.

Det bemærkes, at udvaskningen i 2006 er meget lav for SKEP/Daisy. Det skyldes, at N-prognosen dikterede et meget lavt N-forbrug det år. Den gennemførte korrektion, hvor udvaskningen ændres med 0,3 kg N pr. kg N, som prognosen opskrives eller nedskrives, er dækkende for modellen NLES4 og for de Daisy-udvaskningsberegninger, der gennemføres på landovervågningsoplandene. SKEP/Daisy-modelberegningerne af udvaskning (hvor N-høstet er justeret (fastlåst), så det svarer til amtsgennemsnittene for 2001-2005, og således ikke påvirkes af gødningsniveauet) vil den ændrede N-prognose slå langt kraftigere igennem på udvaskningen. Den lave udvaskning det år skyldes derfor variation i N-prognosen og ikke en udvikling i landbrugets driftsform.

I figur 2 er vist gennemsnitsnitratkoncentrationen og gennemsnitsudvaskningen beregnet for perioderne 2003-2005 og 2005-2007 opgjort på kommuneniveau. Der ses at der mellem de to perioder sker nogle få regionale ændringer i nitratkoncentration og udvaskningen, men generelt er billedet uændret mellem de to perioder. Udvasningen beregnet med NLES4 viser den største udvaskning op gennem Jylland. Dette er sammenfaldende med områder domineret af sandjordsarealer (bilag 2 Jordbundsdata) og store nedbørsmængder (bilag 1: Klimadata figur 5).

Nitratkoncentrationen er beregnet ud fra årlige gennemsnitlige udvaskninger og gennemsnitlige afstrømninger ud af rodzonen. Figuren viser de største koncentrationer i den østlige del af Jylland, på Fyn og Sjælland. De større koncentrationer i disse område er overvejende resultatet af lavere afstrømning fra rodzonen, der skyldes lavere nedbør i disse områder.



Figur 2. Nitratkoncentrationen beregnet ud fra NLES4 beregnet Nitratudvaskningen (til venstre) og Daisy beregnet afstrømning opgjort som gennemsnit for årene 2003-2005 og gennemsnit for årene 2005-2007 på kommuneniveau (til højre)

I øvrigt bemærkes et fald i N-udvaskningen fra 2003 til 2007 på 9-13.000 t N. Det skyldes sandsynligvis især ændrede sædskifter, hvor arealet med vårsæd er reduceret, medens arealet med en række vintersædsafgrøder er øget (figur 1), og hvor arealet med helsæd er reduceret, medens arealet med sædskiftegræs er øget (kan ikke ses i figur 1). Regnet i kg N/ha er forskellen kun 3-4 kg, og modellerne forventes ikke at kunne beregne effekten af ændret sædskifte med så stor præcision. Samtidig er der en del variation i udvaskningsniveauet fra år til år. Derfor er vurderingen at udvaskningsniveauet fra landbruget må antages at være uændret i perioden 2003-2007.

4.8 Referencer

- Abrahamsen, P. & Hansen, S. 2000. Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software* 15: 313-330.
- Albrektsen, R. & Gyldenkerne, S. 2008. Revurdering af ammoniakemissionen 2003-2007. Internt notat. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Børgesen, C.D. & Heidmann, T. 2002. Landsberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget med SKEP/Daisy og SIM IIIB modellerne. DJF rapport nr.62 Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.

- Børgesen, C.D. & Grant, R. 2003. Baggrundsnotat til VMP II – slutevaluering. Vandmiljøplan II modelberegning af kvælstofudvaskning på landsplan, 1984-2002. Internt notat, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning. www.dmu.dk – publikationer – øvrige publikationer og www.agrsci.dk – vandmiljø.
- Børgesen, C.D. Grant, R., Kristensen I.T. (2008). Landbrugsregisterdata anvendt i regionale og landsdækkende beregninger af N og P tab. Internt notat. Det Jordbrugsvidenskabelige fakultet, Aarhus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Danmarks Statistik. Statistikbanken for årene 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007.
- FRJOR 2008. Beskrevet i Landbrugsdata – anvendelse og faldgrupper. / Kristensen, I.T. Hansen, L.B. Thomsen, O.C. I: DANVA. Dansk Vand. 2004; vol. 5, nr. 72, s. 238-243.
- Grant, R. 2008. Notat vedrørende opgørelse af det dyrkede areal i Danmark fra 2003 og fremover til brug for VMPIII. Internt notat. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Hvid, S.K. 2008. Landscentret Planteavl Skejby. Personlig kommunikation.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E.S., Jørgensen, F.V. & Vinther, F.P. 2003: Empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in leguminous crops. *Agricultural Systems* <http://www.orgprints.org/>,1-31.
- JUPITER 2008. JUPITER – DANMARKS GEOLOGISKE & HYDROLOGISKE DATABASE. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
- Knudsen, L. 2008. Landscentret Planteavl Skejby. Personlig kommunikation.
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. 2003. Genberegning af modellen N-LES. 12 pp. Baggrundsnotat til Grant, R og Waagepetersen, J. (2003) Findes i elektronisk form på http://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_ovrige/rapporter/VMPII/Genberegning_af_modellen_NLES.pdf.
- 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 to N-LES4. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. DJF rapport, Markbrug 139, 25 pp.
- Plantedirektoratet. 2003, 2004, 2005, 2006, 2007. Vejledning om gødskning og harmoniregler. Plantedirektoratet.
- Vinther, F.P. & Hansen, S. 2004. SimDen – en simpel model til kvantificering af N₂-emmission og denitrifikation. DJF rapport nr.104. Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.

Bilag 1: Klima data anvendt i modelberegninger til VMPIII

Christen Duus Børgesen, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, AU

Til opgørelse af den samlede nitratudvaskning på både lokalt, regionalt og nationalt niveau er klima parametrene af betydning for det samlede udvaskning. I VMPII slutevalueringen (Børgesen og Grant 2003) blev beregningen af nitratudvaskningen baseret på klimastationsdata fra seks klimastationer fordelt over landet. Denne metode blev anvendt da der primært var fokus på landsresultaterne og ikke på de regionale resultater. I de nye modelberegninger til VMPIII er der både fokus på landsresultater og regionale resultater. Således er der behov for større lokal klima repræsentativitet i modelberegningerne.

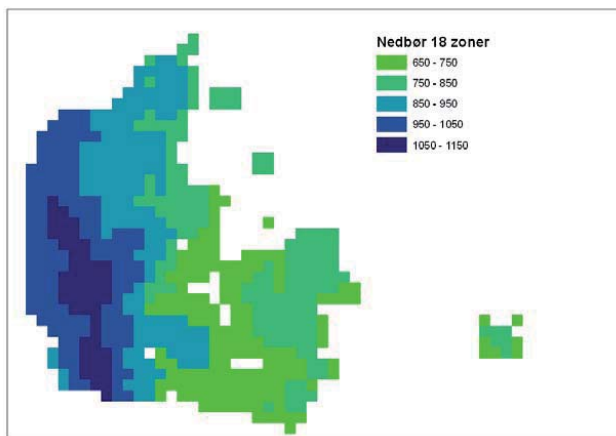
Metode

I modelberegninger af vandbalancen tages der udgangspunkt i daglige målinger for perioden 1.4.1990 til 31.3.2006. I de tidligere data anvendt i VMPII slutevalueringen anvendtes der data fra 1990-2001 (undtaget 1992). Således bliver årrækken forøget fra 10 år til 16 år.

Der anvendes to forskellige klima data sæt i modelberegningerne for de landsdækkende SKEP/Daisy modelberegningerne og NLES modelberegningerne. De to klimadatasæt giver samme totale nedbør opgjort for hele landet, men er forskellige på regional skala.

Vandbalance på 10 km grid niveau til NLES4 modelberegninger

For NLES4 modellen anvendes klimadata fra 10 km grid niveau opstillet af Danmarks Meteorologisk Institut. I hver gridcelle (609 celler i alt, fordelt over hele landet) modelberegnes der vandbalance for i alt 10 afgrøder, (vårbyg, vinterbyg, vinterhvede, vårbyg med udlæg, græs, majs, vinter-raps, ærter, kartofler og sukkerrroer). Modelberegningerne gennemføres ved et gødningsniveau (norm N gødsning tilført med handelsgødning). Erfaringer fra tidligere modelberegninger fx AGWAPLAN (Børgesen et al., 2006) af vandbalancen viste at fordampningen / afstrømningen ikke i væsentlig grad ($< 5 \text{ mm år}^{-1}$) vekselvirker med N gødningsniveauet. Modelberegningerne gennemføres for 11-12 jordtyper, hvor alle jorde modelberegnes uden vanding.



Figur 1. Gennemsnitlig Nedbør (1990-2005) i 10 km DMI grid korrigeret til jordoverfladen ved anvendelse af månedlig korrektionsfaktorer med lætype B (Allerup et al. 1998)

DMI's 10km grid datasæt er opstillet på baggrund af interpolation mellem ca. 400 nedbørsmålere fordelt over hele landet. Datasættet omfatter i alt 609 10×10 km gridceller fordelt over hele lan-

det. I figur 1 er vist gennemsnitsnedbøren for perioden 1.4.1990 til 31.3.2006, korrigeret til jordoverfladen ved anvendelse af månedlig korrektionsfaktorer med lætype B (Allerup et al., 1998).

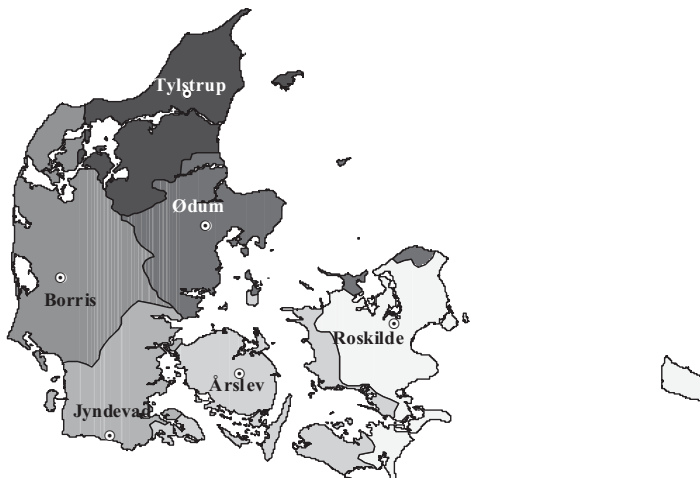
For at opnå sammenhæng mellem målte afstrømninger og modelberegnete afstrømninger var det nødvendigt at nedjustere potentiel afgrødefordampning fra korrektion 1.1 til 1.0 for voksende afgrøder (undtaget rækkeafgrøderne Majs, sukkerroer). Sammen med kalibrering af typejordernes hydrauliske parametre var det således muligt for vinterhvede, at simulere en gennemsnitlig afstrømning med både 10 km gridnedbør og de 18 klimazoner på niveau med opgørelser fra DK modellen svarende til 390 mm år⁻¹. Henriksen & Sonnenborg (2003). Der skal dog fremhæves at modelberegning af vandbalancen herunder afstrømningen er forbundet med betydelig usikkerhed både på lokal- og regional skala.

Af figuren fremgår at der er store regionale forskelle i nedbøren, således er den største nedbør på 1147 mm år⁻¹ og den laveste på 633 mm år⁻¹. For landet udgør nedbøren som gennemsnit 867 mm år⁻¹

Opstilling af klimadata ud fra data fra klimamålestation til SKEP/Daisy modelberegninger

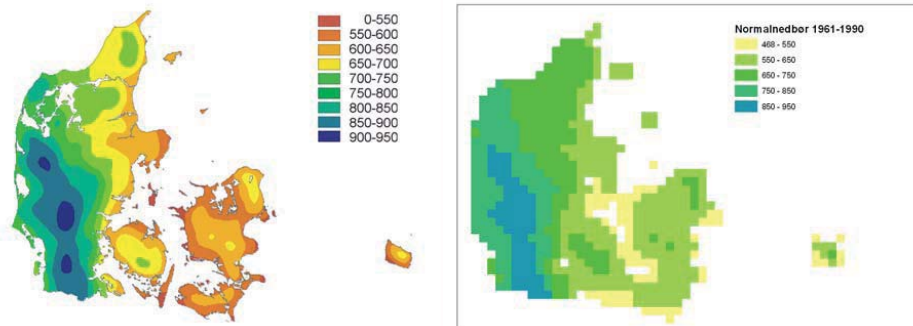
De grundlæggende SKEP/Daisy modelberegningerne inkluderer flere kombinationer af afgrøde, sædskifter og N gødskning end hvad der bruges i NLES4 beregningerne. Derfor har det ikke ud fra tidsmæssige og kapacitetsmæssige årsager ikke været muligt at gennemføre opstilling af en database for de 609 gridceller (609 klimadatasæt) med SKEP/Daisy modelsystemet (Børgesen & Heidman 2002) Det er desuden en mindre variationen i klimadata mellem nabo gridcellerne og spørgsmålet er også hvor god sikkerheden er på interpolerede klimavariablerne, samt om denne forskel kan modelberegnes tilstrækkelig sikkert med Daisy modellen.

I modelberegningerne med SKEP/Daisy modelsystemet til VMPIII tages der udgangspunkt i samme opdeling af landet i seks klimazoner (Figur 2) som antaget i VMPII slutevalueringen (Børgesen og Grant 2003). Klimazoneopdelingen er baseret på en statistisk analyse hvor der er inddraget, temperatur, nedbør i vækstsæsonen og globalstråling. Olesen et al., 2001. Valget af denne opdeling er gennemført i samarbejde med Olesen.2008 pers. komn. Der anvendes her dog klimadata for en længere periode (1990-2006), hvor der i VMPII slutevalueringen anvendtes data fra 1990-2001 (1992 undtaget).



Figur 2. Klimazoneopdeling af landet efter Olesen et al.,2001

Sammenholdes Figur 1 og figur 2 ses en betydelig variation i nedbøren inden for de seks klimazonen. Øvrige parametre såsom temperatur og globalstråling variere dog mindre inden for klimazonen. For at forbedre klima data i de regionale modelberegninger til VMPIII er der fokuseret på at ændre på den regionale nedbør, ved at opdele de eksisterende 6 klimazoner i en række nedbørszoner. Der er afprøvet forskellige opdelinger. Opdelingen er gennemført ved brug af klimanormaler 1961-1990 (Figur 3) for nedbøren. Olesen et al.,(2001). Ved at de tredive år som klimanormaler er opstillet for, er forskellige fra de år som data bruges i modelberegningerne (1990-2005) kan der introduceres en bias i de områder hvor nedbøren i måleperioden 1990-2005 er relativt forskellig fra normalnedbøren for perioden 1960-1990.



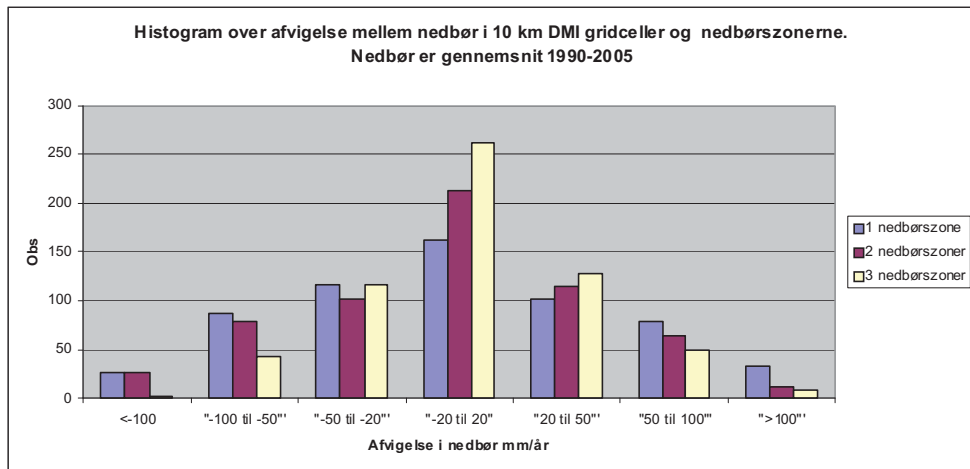
Figur 3. Normalnedbør [mm år⁻¹] for perioden 1961-1990 efter Olesen et al., 2001(tv) og normalnedbør opgjort i 10 km gridceller

Opdelingen af nedbørszoner inden for hver klimazone er baseret på forskellige statistiske opførelse af normalnedbøren. Til opdeling af klimazonen i to nedbørszoner er der beregnet en median værdier på baggrund af nedbørsdata i klimazonen. Herved er klimazonerne opdelt i omtrent to lige store nedbørsregioner. Opdeling af klimazonen i tre nedbørsområder er baseret på 25% og 75% fraktiler over normalnedbøren. Nedbøren i de tre zoner beregnes herefter ud fra klimastationens nedbør og gridnedbørene, således at den årlige summerede gennemsnits nedbør stemmer med nedbøren opgjort ud fra DMI 10 km nedbørsdata korrigeret til jordoverfladen. I tabel 1 er angivet gennemsnits temperatur, globalstråling og den korrigerede nedbør opdelt i de tre nedbørszoner.

I figur 4 er vist et histogram over afvigelsen mellem nedbøren i DMI 10 km grid niveau også nedbøren i de enkelte gridceller i nedbørszonerne. Histogrammet viser antallet af gridceller (obs Y akse) med forskellige afvigelser (x akse), hvor klimazonen opdeles i 1, 2 og 3 nedbørszoner. Af figuren ses at antallet af observationer med en afvigelse på -20 til +20 mm år⁻¹ stiger ved opdeling i tre nedbørszoner, samt at antallet af observationer med en afvigelse på <-50 mm år⁻¹og >+50 mm år⁻¹ falder. Således falder antallet af observationer med stor afvigelse mellem DMI 10 interpoleret gid nedbør og nedbøren i nedbørszonen ved at bruge 3 nedbørszoner.

Tabel 1. Antal observationer (antal 10 km DMI gridceller) for de 18 kombinationer klimazoner samt gennemsnitlige klimaparametre

Klima-station	Nedbørs zone nummer	Nedbørs zone	Antal 10 km gridceller	Korrektions faktor	Middel nedbør i nedbørszonen [mm år ⁻¹]	Middel Globalstråling [W m ⁻²]	Middel temperatur °C°
Tylstrup	1	Lav	27	0.972	835	115.6	8.2
Tylstrup	2	Middel	51	1.026	881	115.6	8.2
Tylstrup	3	Høj	28	1.074	922	115.6	8.2
Ødum	1	Lav	22	0.860	722	113.8	8.1
Ødum	2	Middel	42	0.945	793	113.8	8.1
Ødum	3	Høj	22	1.042	875	113.8	8.1
Borris	1	Lav	32	0.926	956	109.8	8.4
Borris	2	Middel	64	0.972	1004	109.8	8.4
Borris	3	Høj	33	1.039	1073	109.8	8.4
Jyndevad	1	Lav	18	0.863	911	112.5	8.8
Jyndevad	2	Middel	36	0.954	1008	112.5	8.8
Jyndevad	3	Høj	19	1.011	1068	112.5	8.8
Årslev	1	Lav	28	0.856	690	116.8	8.6
Årslev	2	Middel	56	0.927	747	116.8	8.6
Årslev	3	Høj	29	1.065	859	116.8	8.6
Roskilde	1	Lav	25	1.028	718	117.0	8.5
Roskilde	2	Middel	51	1.084	757	117.0	8.5
Roskilde	3	Høj	26	1.150	803	117.0	8.5



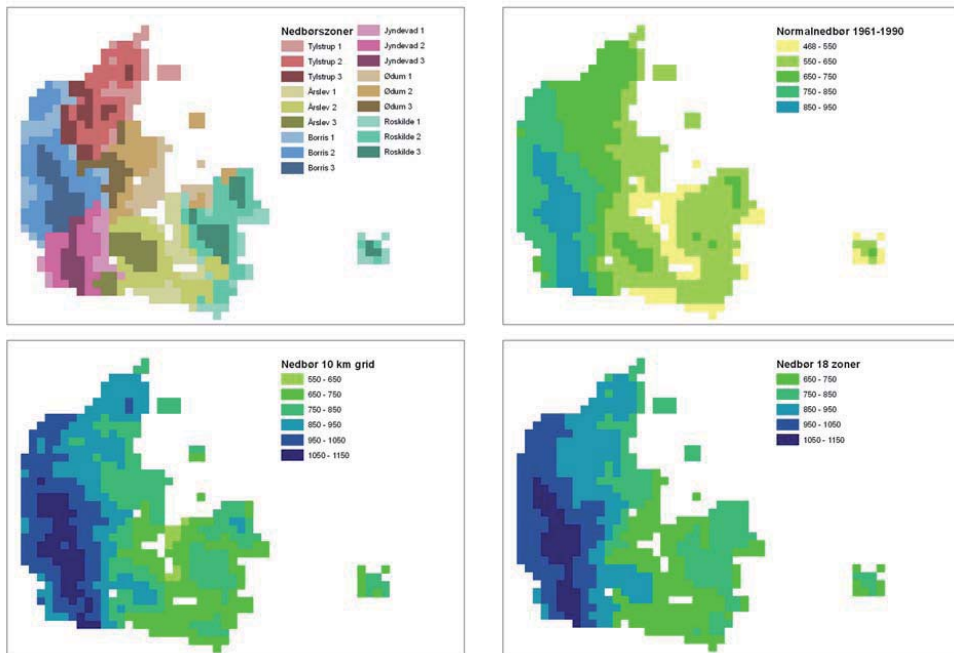
Figur 4. Histogram over afvigelser mellem nedbøren i DMI 10 km gridceller og nedbøren i gridcellen ved opdeling i nedbørszoner

I figur 5 er vist nedbørszonerne for de seks klimazoner (Ø tv). Som antaget i modelberegningerne følger klimazoneopdelingen af normalnedbøren (figur 5 Ø. Tv.) Nederst i figuren ses tv. Gennemsnitsnedbøren opdelt i 10 km grid celler også gennemsnitsnedbøren i gridcellerne i de 18 klimazoner. For at vurdere hvor afvigelserne mellem de to klimadata sæt er størst, er forskellen i gennemsnitsnedbør vist i figur 6. Heraf fremgår at der er områder, hvor der er store afvigelser i gennemsnitsnedbøren. Dog er de fleste afvigelser inden for området ± 50 mm år⁻¹

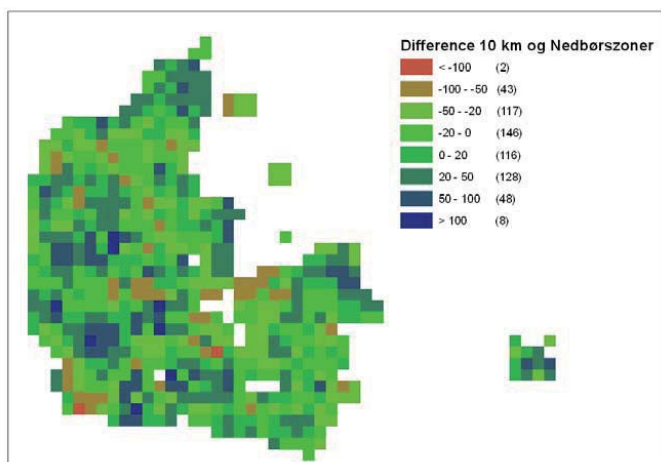
Det er vanskeligt at vurdere hvilken betydningen fejlen i nedbøren har for sikkerheden i den Daisy modelberegnete nitratudvaskningen. Dette skyldes at nedbøren ikke kun har betydning for af-

strømningen ud af rodzonen men også har betydning for planteproduktionen samt stofomsætning. Større nedbør i vækstsæsonen fører til kortere perioder med vandbegrænset planteproduktion og derved større N optag og N høst med afgrøden. Desuden fører stor planteproduktion også til at der tilbageføres større mængder af N med afgrøderester til jorden, der herved medfører opbygning i jordens N puljer. Således kan stor nedbør i vækstsæsonen fører til mindre udvaskning ved at der er mindre mineralsk N i jorden efteråret der potentielt kan udvaskes. Modsat kan stor nedbør i vinterperioden også fører til lavt indhold af N min i foråret hvilket igen kan medføre begrænsninger i N optaget i planterne i foråret. Således er det vanskeligt at vurdere eksakt hvilken betydning forskellen i nedbøren har på udvaskningen.

Det vurderes, at fejlen i N udvaskningen beregnet med Daisy modellen som følge af anvendelse af simplificerede klima opdeling af landet (6 klimazoner opdelt i 18 nedbørszoner), er mindre en andre faktorer der indgår i modelberegningerne, herunder afgrænsning af jordtyper på landmandens marker, standardiseret landbrugspraksis mht. udbringning af husdyrgødning, standardsædskifter, N udbytter kalibreret til amtsudbytter, viden om N fiksering, m.v., samt de usikkerheder der knytter sig til DMI 10 km gridnedbør, temperatur, beregning af potentiel fordampning m.fl.



Figur 5. Ø.tv. de 18 nedbørszoner. Ø. Th. Normalnedbøren 1961-1990 er anvendt i nedbørszoneopdelingen. N tv. DMI 10 km grid nedbør korrigeret til jordoverfladen. N th. nedbøren i de 18 nedbørszoner



Figur 6. Difference i gennemsnitsnedbør mellem 10 km grid nedbør og nedbøren i de 18 nedbørszoner. Antal observationer der indgår i gruppen er vist i parentes

Referencer

- Abrahamsen, P. & Hansen, S. 2000. Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software* 15: 313-330.
- Allerup, P., Madsen, H. & Vejen, F. 1998. Standardværdier (1961-90) af nedbørskorrektion. DMI Technical Report 98-110.
- Børgesen, C.D. & Heidmann, T. 2002. Landsberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget med SKEP/Daisy og SIM IIIB modellerne. DJF rapport nr.62 Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.
- Børgesen, C.D. & Grant, R. 2003. Baggrundsnotat til VMP II – slutevaluering. Vandmiljøplan II modelberegning af kvælstofudvaskning på landsplan, 1984-2002. Internt notat, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning. www.dmu.dk – publikationer – øvrige publikationer og www.agrsci.dk – vandmiljø.
- Børgesen, C.D, Hvid, S.K., Jørgensen, U., Kristensen, I.T., Nilsson, K.H. Thirup, C., Thorsen, M., Wiggers, L., Østergaard, H.S. & Vinther, F.P. 2006 Bestemmelse af N og P tab fra landbruget, samt fastlæggelse af reduktionsbehov: LIFE05 ENV/DK/000155: Integrated Protection of Surface and Groundwater in Agricultural Regions (AGWAPLAN).
- Henriksen, H.J. & Sonnenborg, A. 2003. Ferskvandets Kredsløb, NOVA 2003 Temarapport GEUS. Maj 2003.
- Olesen, J.E., Bøcher, P.K. & Jensen, T. 2001. Comparison of scales of climate and soil data for aggregating simulated yields of winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*
- Olesen, J.E. 2008. Pers. Kommunikation.

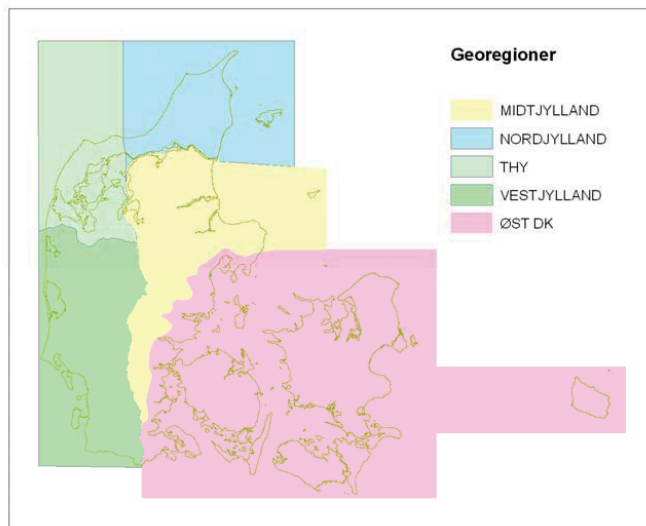
Bilag 2. Jordbundsdata

Christen D. Børgesen og Mogens H Greve, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, AU

Beskrivelse af typejorder anvendt i landsdækkende modelberegninger ved VMPIII midtvejsevaluering 2008

Jordbundsforholdene har stor betydning for modelberegning af både en vandbalance (aktuel fordampning, afstrømning ud af rodzonen via dræn og ud af rodzonen til dybere jordlag), samt for modelberegning af planteproduktion, kvælstofbalancen og herunder kvælstofudvaskningen. En beskrivelse af jordbundsforhold indgår derfor som vigtige indgangsdata i modelberegninger med Daisy modellen af vandbalance, udbytter og kvælstofbalancen (N udbytter og tabet ved udvaskning, denitrifikation og ammoniakfordampning).

DJF har udviklet en ny landsdækkende database til beskrivelse af rodzonen. Disse data er forskellige fra tidligere anvendte jordbundsdata i VMPII slutevaluering ved at der er opstillet typejorder inden for fem geologisk regioner (georegioner). Georegionerne er vist i Figur 1.



Figur 1. Landet opdelt i fem geologiske regioner, hvor inden for der er opstillet type jorde på baggrund af dominerende jorder i regionen

Regionale jorddata

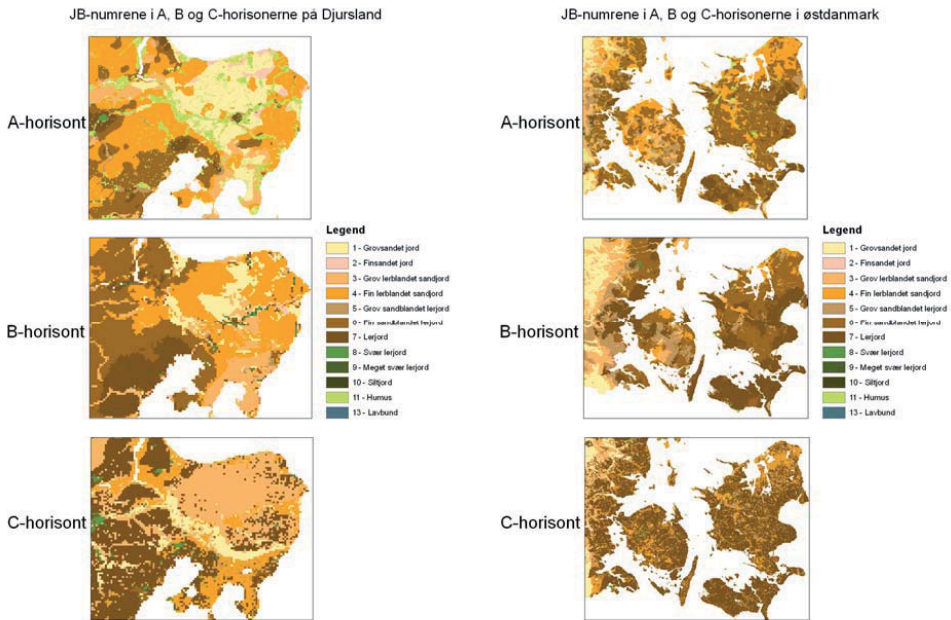
I Danmark findes der ikke landsdækkende kort over jordens tekstur i rodzonen. Der findes dog to landdækkende kortværk: Den Danske Jordklassificering (DDJ) de såkaldte Farvekode kortet (FK) og Jordartskortet fra GEUS (GEUS). DDJ viser pløjelagets tekstur, som er inddelt i 8 jordtyper (farvekoder), og GEUS viser den geologiske sammensætning til 1 meters dybde. Dette kortværk kan ikke umiddelbart anvendes til regionale modelleringer. På denne baggrund er der ved DJF udarbejdet en helt ny landsdækkende jorddatabase: Denne database viser jordens tekstuelle sammensætning i 3 dybder (A-horisonten (0-30cm), B-horisonten (30-70cm) samt C-horisonten (70-120cm)). Den nye database er udarbejdet på baggrund af alle tilgængelige data på DJF, 45000 punkter i A-horisonten, 6500 i B-horisonten og 2500 punkter i C-horisonten. I A- og B-

horisonten er der anvendt Kriging-interpolering indenfor hvert landskabelement. I C-horisonten er datatætheden for lille til at anvende interpolering. Der er derfor beregnet medianværdier på alle de georegionaliserede jordarter. Databasen indeholder således et landsdækkende grid for ler, silt, finsand, grovsand, samt humus i både A-, B- og C-horisonterne. Kortet har en rumlig opløsning på 250 meter i A- og B-horisonterne og 500 meter i C-horisonten. På baggrund af disse data er der udarbejdet et typejordskort i de tre horisonter.

Den rumlige udbredelse:

Da der er store regionale forskelle i teksturen mellem jordarterne afhængig af den geologiske oprindelse opdeles data initialt i 8 georegioner. Efter en gennemgang af data for de 8 georegioner blev data samlet inden for fem georegioner: Østdanmark, Midtjylland, Vestjylland, Thy og Nordjylland. Georegionerne er vist i figur 1.

Informationer om udbredelsen af jordtyperne i topjorden (A-horisonten) fås fra et nyt rasterbase-rede topjordskort som bl.a. viser fordelingen af JB numrene. Se eksempel i figur 2 (Greve et al, 2007). Det nye topjordskort har en rumlig opløsning på 250 meter (dvs. der dannes gridceller på 250×250 m). Hver celle i dette raster indeholder information om JB-nummer.



Figur 2. JB numre i A, B og C horisonten genereret ud fra punktdata fra DDJ

Informationerne om udbredelsen af jordtyperne i underjorden (B- og C-horisonten) fås fra det geologiske jordarskort i 1:200.000 idet 1:25.000 kortet ikke er landsdækkende. Dette kort konverteres til et rasterkort så hver celle indeholder information om den geologiske jordart.

Typejordernes udbredelse dannes ved at kombinerer de 3 grids, så hver celle indeholder indfor-mation om JB-nr, geologisk jordart og georegion.

For hver georegion udvælges de 9-10 hyppigste kombinationer af over / underjord samt to våd-bunds-jorder (en mineralsk og en organogen). Der skelnes i denne opdeling mere mellem forskel-lige sandjordstyper (ler<10% i topjorden) end mellem lerjordstyperne (ler>10% i topjorden). År-sagen hertil er at udbytter og vandbalance daisy modelberegninger er mere følsomme over for

jordens rodzonekapacitet for sandjorde (Rodzonekapacitet typisk <120mm) end for mere lerede jorden ((Rodzonekapacitet typisk >120mm) end. Kombinationer som ikke bliver udvalgt, tildeles egenskaber fra jorder som ligner dem meget.

Dannelse af jord profil egenskaberne

Data fra teksturdatasens omkring 42.000 punkter danner grundlaget for en analyse af typejorders egenskaber i topjorderne, for hver georegion beregnes medianverdier for teksturen i jbklasserne 1-10.

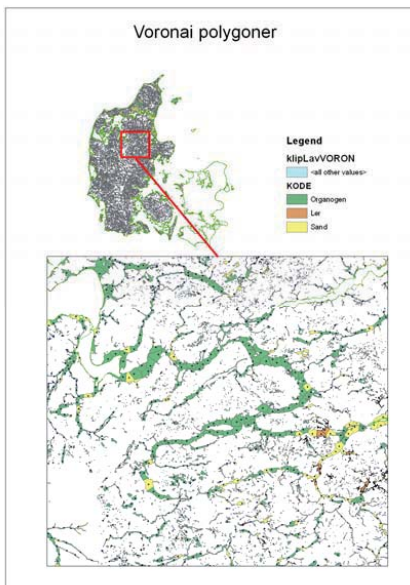
Data fra kvadratnetsdatabasens omkring 900 jordprofiler danner kernen for en analyse af skepjordernes egenskaber i underjorden (B- og C-horisonten). Der udføres et geografisk overlay mellem ovennævnte grids, og jordprofilerne tilegnes således en geologisk jordart og en georegion. Datasættet opdeles efterfølgende efter disse parameter og medianverdier kan beregnes for hver horisonttype (A, B, C) i hver teksturklasse.

Håndtering af vådbundsjordene

Vådbundsjordene behandles særskilt, da ovennævnte metode ikke egner sig til at generere data i disse områder. Vådbundsområderne defineres i denne sammenhæng som områder som er farvekode 7 (Humusjord) i jordklassificeringen eller som har en af vådbundsjordarterne i den geologiske jordartskortlægning (FT, FP, HT, HP).

Da ikke alle vådbundsjord er organiske laves en differentiering af vådbundsområdet i organogene- og mineralske vådbundsområder. Da der findes få prøver med analyser i lavbundsområderne anvendes data fra okkerklassificeringen til at lave denne differentiering.

Da der ikke er lavet kulstof analyser på okkerprøverne kan almindelig interpolering ikke anvendes. Der konstrueres derfor voronai polygoner (Figur 3), hvor et hvert punkt i lavbundsområderne tildeles den værdi som det nærmeste okker punkt har. Okker punkterne klassificeres efter den geologisk beskrivelse af den øverste horisont og inddeles i to klasser; organogen og mineralsk.

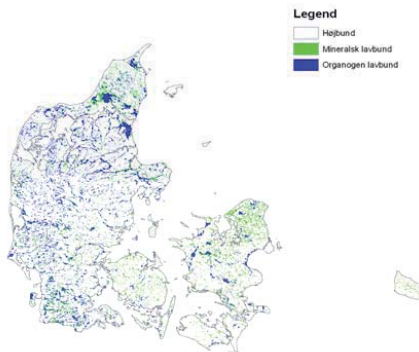


Figur 3. Kort over voronai polygoner anvendt i opstilling af et nyt vådbundkort

I figur 4 ses vådbundsjordene i nordjylland (tv) og det oprindelige farvekodekort. I figur 5 ses vådbundsjordene for hele landet. Figurerne viser at der er blevet et større areal med vådbund end tidlige antaget (VMPII slutevalueringen) hvor kun humusjordene (de grønne områder på kort 4) blev antaget som vådbundsjord, ved inddragelse af oplysningerne fra det geologiske jordartskort forbedres vores estimat af lavbundsjordernes udbredelse.



Figur 4. Vådbundsjord fordelet over nordjylland

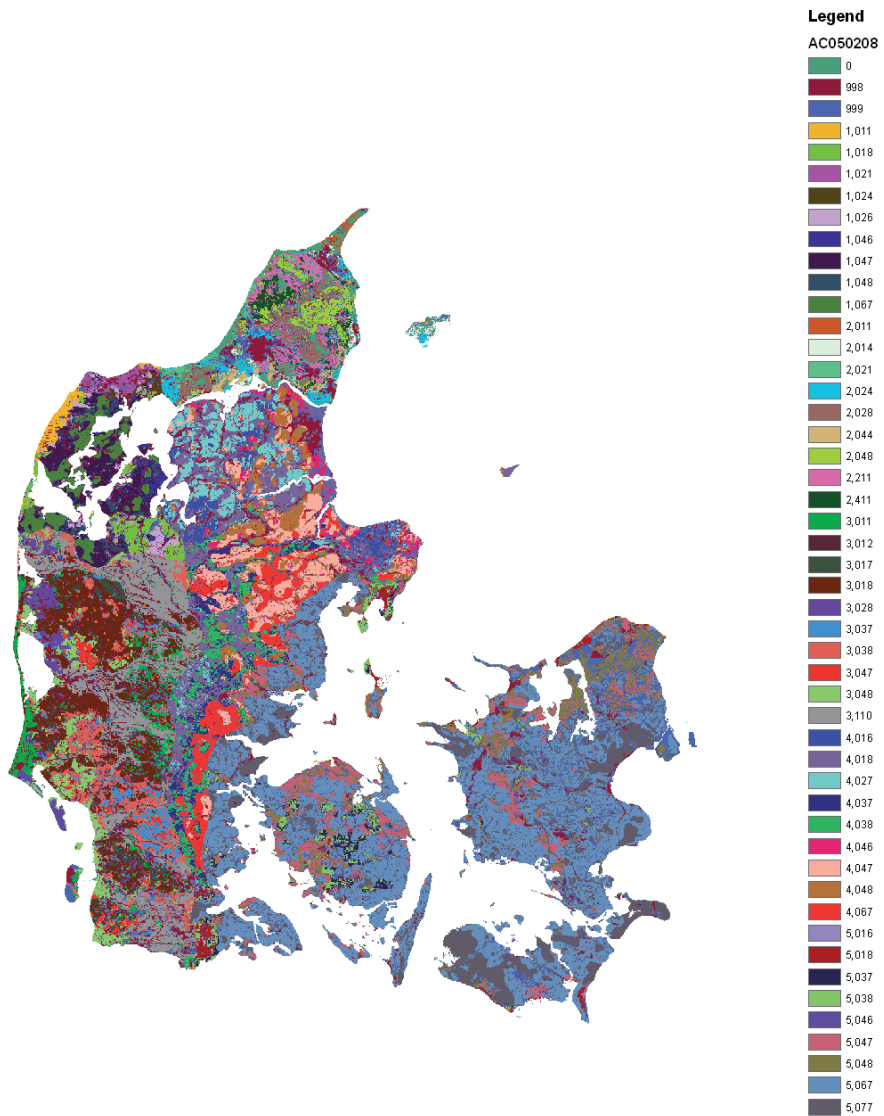


Figur 5. Vådbundsjord fordelet over landet

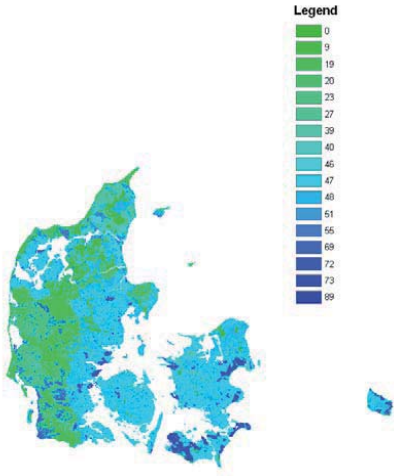
Generering af typejorder til regional modellering

På baggrund af de raserbaserede teksturkort for A-, B- og C-horisonterne er der udarbejdet et forsimplet typejordskort (Figur 6). I figur 7 er vist hvor stor en andel af jorderne der afdrænes med drænrør eller grøfter.

Inden for hver geo-region udvælges de 9-10 hyppigste kombination af A-horisonstens JB-nummer samt C-horisonstens jordart. Alle kombinationer af A/B/C horisonter henføres til en af disse klasser. I tabellerne 1a, 1b, 1c, 1d 1f og 1g er vist tekstur for typejorderne.



Figur 6. Typejorder fordelt over landet



Figur 7. % afvandet areal ved drænrør eller grøfter antaget for typejorderne fordelt over landet

Type jordernes roddebyder er vurderet på baggrund af arbejde udført af Prof. Henrik Breuning-Madsen (1992). Roddebyderne fra dette arbejde er modificeret, da typejorderne både har en A, B og C-horisont, mens Breuning-Madsen's arbejde bygger på en to-lags jordmodel med en overjord og en underjord. Viden fra nyere rodstudier ved DJF er ligeledes indarbejdet i vurderingerne.

Typejordernes dræningsgrad er vurderet individuelt ud fra teksturen i A, B samt C-horisonterne. Vurderingen er lavet på baggrund af de erfaringer der er opsamlet i forbindelse med etablering og vedligehold af Jordprofil Databasen, som indeholder morfologiske beskrivelser fra mere end 2000 jordprofiler. Endvidere er erfaringer fra landskontorets drænbehovsundersøgelser fra 1973 (Skriver og Hedegård) samt Den Danske Jordklassificering anvendt (Madsen et al., 1992).

Table 1a. Tekstur og humusindhold i tre horisonter for SKEP-modeljorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Thy. Teksturen er beskrevet for 4 klasser af partikelstørrelse

Typejord	Geologisk		Ler (%)	Silt (%)	Finsand (%)	Grovsand (%)	Humus (%)	Volumevægt (g cm ⁻³)	Roddybde	Afdræning
	Jordart	Horisont								
1011	ES	A	3.2	4.0	31.3	58.6	2.8	1.46	50	Fri
1011	ES	B	1.1	1.0	45.1	52.0	0.8	1.45		
1011	ES	C	1.6	0.5	30.7	67.2	0.1	1.43		
1018	DS	A	3.2	4.0	31.3	58.6	2.8	1.44	50	Fri
1018	DS	B	5.1	6.5	46.0	41.0	1.4	1.46		
1018	DS	C	8.4	6.4	39.8	45.0	0.4	1.64		
1021	ES	A	2.8	4.2	66.3	24.0	2.7	1.46	100	Fri
1021	ES	B	1.1	1.0	45.1	52.0	0.8	1.45		
1021	ES	C	1.6	0.5	30.7	67.2	0.1	1.43		
1024	HS	A	2.8	4.2	66.3	24.0	2.7	1.39	100	Fri
1024	HS	B	2.4	1.9	55.8	38.8	1.1	1.45		
1024	HS	C	6.0	5.7	59.5	28.5	0.3	1.66		
1026	MS	A	2.8	4.2	66.3	24.0	2.7	1.46	120	drænet
1026	MS	B	7.9	9.4	50.5	30.3	1.8	1.52		
1026	MS	C	14.0	10.7	44.7	30.3	0.3	1.77		
1046	MS	A	7.9	11.3	47.2	30.1	3.5	1.41	120	drænet
1046	MS	B	7.9	9.4	50.5	30.3	1.8	1.52		
1046	MS	C	14.0	10.7	44.7	30.3	0.3	1.77		
1047	ML	A	7.9	11.3	47.2	30.1	3.5	1.41	150	drænet
1047	ML	B	11.6	12.8	45.7	28.3	1.6	1.66		
1047	ML	C	18.7	11.2	44.1	25.7	0.3	1.67		
1048	DS	A	7.9	11.3	47.2	30.1	3.5	1.38	80	drænet
1048	DS	B	5.1	6.5	46.0	41.0	1.4	1.46		
1048	DS	C	8.4	6.4	39.8	45.0	0.4	1.64		
1067	ML	A	11.6	14.3	44.6	25.6	3.4	1.54	150	drænet
1047	ML	B	11.6	12.8	45.7	28.3	1.6	1.66		
1047	ML	C	18.7	11.2	44.1	25.7	0.3	1.67		

ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorina sand.

Table 1b. Tekstur og humusindhold i tre horisonter for SKEP-modeljorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Nordjylland. Teksturen er beskrevet for 4 klasser af partikelstørrelse

		Geologisk									
Typejord	Jordart	Horisont	Ler	Silt	Finsand	Grovsand	Humus	Volumevægt	Roddybde	Afdræning	
			(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(g cm ⁻³)			
2011	ES	A	2.6	2.5	35.4	56.8	2.7	1.46	50	Fri	
2011	ES	B	1.7	1.0	40.3	56.7	0.4	1.45			
2011	ES	C	1.9	0.5	34.5	62.9	0.2	1.43			
2014	HS	A	2.6	2.5	35.4	56.8	2.7	1.44	100	drænet	
2014	HS	B	4.3	4.5	74.0	16.2	1.0	1.45			
2014	HS	C	20.7	17.4	56.6	4.3	0.9	1.60			
2021	ES	A	3.6	6.2	71.3	15.7	3.2	1.46	50	Fri	
2021	ES	B	1.7	1.0	40.3	56.7	0.4	1.45			
2021	ES	C	1.9	0.5	34.5	62.9	0.2	1.43			
2024	HS	A	3.6	6.2	71.3	15.7	3.2	1.39	100	drænet	
2024	HS	B	4.3	4.5	74.0	16.2	1.0	1.45			
2024	HS	C	20.7	17.4	56.6	4.3	0.9	1.60			
2028	DS	A	3.6	6.2	71.3	15.7	3.2	1.39	80	Fri	
2028	DS	B	6.0	9.2	67.2	16.2	1.5	1.46			
2028	DS	C	9.5	7.9	57.5	24.8	0.3	1.66			
2044	HS	A	6.4	9.9	65.1	15.1	3.5	1.38	100	drænet	
2044	HS	B	4.3	4.5	74.0	16.2	1.0	1.45			
2044	HS	C	20.7	17.4	56.6	4.3	0.9	1.60			
2048	DS	A	6.4	9.9	65.1	15.1	3.5	1.38	80	Fri	
2048	DS	B	6.0	9.2	67.2	16.2	1.5	1.46			
2048	DS	C	9.5	7.9	57.5	24.8	0.3	1.66			
2211	YS	A	3.6	6.2	71.3	15.7	3.2	1.40	80	drænet	
2211	YS	B	5.1	6.5	73.6	13.4	1.5	1.47			
2211	YS	C	5.5	4.6	76.6	13.0	0.3	1.65			
2411	YS	A	6.4	9.9	65.1	15.1	3.5	1.42	80	drænet	
2411	YS	B	5.1	6.5	73.6	13.4	1.5	1.47			
2411	YS	C	5.5	4.6	76.6	13.0	0.3	1.65			

ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorina sand. YS=Yoldia sand.

Tabel 1c. Tekstur og humusindhold i tre horisonter for SKEP-modeljordene udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Vestjylland. Teksturen er beskrevet for 4 klasser af partikelstørrelse

		Geologisk							Roddybde	Afdræning
Typejord	Jordart	Horisont	Ler (%)	Silt (%)	Finsand (%)	Grovsand (%)	Humus (%)	Volumevægt (g cm ⁻³)		
3011	ES	A	2.6	2.5	35.4	56.8	2.7	1.46	50	Fri
3011	ES	B	1.7	1.0	40.3	56.7	0.4	1.45		
3011	ES	C	1.9	0.5	34.5	62.9	0.2	1.43		
3012	FS	A	3.5	3.9	26.7	62.4	3.5	1.32	50	Fri
3012	FS	B	3.9	3.1	32.4	58.8	1.8	1.57		
3012	FS	C	2.6	1.6	21.3	74.1	0.4	1.53		
3017	ML	A	3.5	3.9	26.7	62.4	3.5	1.46	120	drænet
3017	ML	B	7.5	7.3	38.5	45.6	1.1	1.52		
3017	ML	C	12.4	7.1	37.2	43.0	0.2	1.76		
3017	DS	A	3.5	3.9	26.7	62.4	3.5	1.44	50	Fri
3018	DS	B	5.2	4.1	35.0	54.5	1.3	1.45		
3018	DS	C	4.5	2.5	31.7	61.1	0.2	1.57		
3028	DS	A	3.2	4.9	58.5	29.9	3.5	1.39	50	Fri
3028	DS	B	5.2	4.1	35.0	54.5	1.3	1.45		
3028	DS	C	4.5	2.5	31.7	61.1	0.2	1.57		
3037	ML	A	5.9	6.8	32.3	51.4	3.6	1.48	120	drænet
3037	ML	B	7.5	7.3	38.5	45.6	1.1	1.52		
3037	ML	C	12.4	7.1	37.2	43.0	0.2	1.76		
3038	DS	A	5.9	6.8	32.3	51.4	3.6	1.40	50	Fri
3038	DS	B	5.2	4.1	35.0	54.5	1.3	1.45		
3038	DS	C	4.5	2.5	31.7	61.1	0.2	1.57		
3047	ML	A	6.3	7.9	44.9	36.8	4.1	1.41	120	drænet
3047	ML	B	7.5	7.3	38.5	45.6	1.1	1.52		
3047	ML	C	12.4	7.1	37.2	43.0	0.2	1.76		
3048	DS	A	6.3	7.9	44.9	36.8	4.1	1.38	50	Fri
3048	DS	B	5.2	4.1	35.0	54.5	1.3	1.45		
3048	DS	C	4.5	2.5	31.7	61.1	0.2	1.57		
3110	TS	A	3.5	3.9	26.7	62.4	3.5	1.44	50	Fri
3110	TS	B	3.2	2.5	23.0	70.2	1.1	1.52		
3110	TS	C	2.3	1.0	14.9	81.5	0.3	1.57		

ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorina sand.

Tabel 1d. Tekstur og humusindhold i tre horisonter for SKEP-modeljorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Midtjylland. Teksturen er beskrevet for 4 klasser af partikelstørrelse

		Geologisk							Roddybde	Afdræning
Typejord	Jordart	Horisont	Ler	Silt	Finsand	Grovsand	Humus	Volumevægt		
			(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(g cm ⁻³)		
4016	MS	A	3.9	5.7	41.7	45.9	2.9	1.46	50	Fri
4016	MS	B	5.1	6.7	47.7	39.2	1.2	1.52		
4016	MS	C	7.0	5.3	36.0	51.5	0.2	1.68		
4018	DS	A	3.9	5.7	41.7	45.9	2.9	1.44	50	Fri
4018	DS	B	5.1	6.4	44.6	42.4	1.4	1.46		
4018	DS	C	8.0	7.0	37.8	47.0	0.2	1.64		
4027	ML	A	3.8	6.9	54.8	31.4	3.1	1.46	120	drænet
4027	ML	B	11.2	10.7	41.5	35.5	1.0	1.66		
4027	ML	C	19.0	9.8	38.8	32.1	0.2	1.67		
4037	ML	A	6.6	7.8	33.6	49.2	2.7	1.48	120	drænet
4037	ML	B	11.2	10.7	41.5	35.5	1.0	1.66		
4037	ML	C	19.0	9.8	38.8	32.1	0.2	1.67		
4038	DS	A	6.6	7.8	33.6	49.2	2.7	1.40	50	Fri
4038	DS	B	5.1	6.4	44.6	42.4	1.4	1.46		
4038	DS	C	8.0	7.0	37.8	47.0	0.2	1.64		
4046	MS	A	6.9	10.3	48.7	31.0	3.2	1.41	50	Fri
4046	MS	B	5.1	6.7	47.7	39.2	1.2	1.52		
4046	MS	C	7.0	5.3	36.1	51.6	0.0	1.68		
4047	ML	A	6.9	10.3	48.7	31.0	3.2	1.41	120	drænet
4047	ML	B	11.2	10.7	41.5	35.5	1.0	1.66		
4047	ML	C	19.0	9.8	38.8	32.1	0.2	1.67		
4048	DS	A	6.9	10.3	48.7	31.0	3.2	1.38	50	Fri
4048	DS	B	5.1	6.4	44.6	42.4	1.4	1.46		
4048	DS	C	8.0	7.0	37.8	47.0	0.2	1.64		
4067	ML	A	12.2	14.5	45.5	25.4	2.4	1.54	150	drænet
4067	ML	B	15.7	13.8	42.8	26.7	1.0	1.70		
4067	ML	C	18.9	13.1	42.3	25.4	0.3	1.67		

ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorina sand.

Table 1f. Tekstur og humusindhold i tre horisonter for SKEP-modeljorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Østdanmark. Teksturen er beskrevet for 4 klasser af partikelstørrelse

Typejord	Geologisk		Ler (%)	Silt (%)	Finsand (%)	Grovsand (%)	Humus (%)	Volumevægt (g cm ⁻³)	Roddybde	
	Jordart	Horisont							Max. [cm]	Afdræning
5016	MS	A	3.8	4.9	33.9	55.3	2.1	1.46	80	drænet
5016	MS	B	8.8	9.7	42.3	38.2	1.1	1.52		
5016	MS	C	9.2	9.0	42.8	38.8	0.2	1.73		
5018	DS	A	3.8	4.9	33.9	55.3	2.1	1.44	100	Fri
5018	DS	B	7.9	9.0	42.0	40.1	1.0	1.46		
5018	DS	C	8.2	6.0	44.0	41.5	0.3	1.66		
5037	ML	A	7.8	9.2	35.6	45.0	2.5	1.48	150	Fri
5037	ML	B	15.7	13.8	42.8	26.7	1.0	1.70		
5037	ML	C	18.9	13.1	42.3	25.4	0.3	1.67		
5038	DS	A	7.8	9.2	35.6	45.0	2.5	1.40	100	drænet
5038	DS	B	7.9	9.0	42.0	40.1	1.0	1.46		
5038	DS	C	8.2	6.0	44.0	41.5	0.3	1.66		
5046	MS	A	8.5	11.7	47.3	30.1	2.4	1.41	80	drænet
5046	MS	B	8.8	9.7	42.3	38.2	1.1	1.52		
5046	MS	C	9.2	9.0	42.8	38.8	0.2	1.73		
5047	ML	A	8.5	11.7	47.3	30.1	2.4	1.41	150	drænet
5047	ML	B	15.7	13.8	42.8	26.7	1.0	1.70		
5047	ML	C	18.9	13.1	42.3	25.4	0.3	1.67		
5048	DS	A	8.5	11.7	47.3	30.1	2.4	1.38	100	Fri
5048	DS	B	7.9	9.0	42.0	40.1	1.0	1.46		
5048	DS	C	8.2	6.0	44.0	41.5	0.3	1.66		
5067	ML	A	12.2	14.5	45.5	25.4	2.4	1.54	150	drænet
5067	ML	B	15.7	13.8	42.8	26.7	1.0	1.70		
5067	ML	C	18.9	13.1	42.3	25.4	0.3	1.67		
5077	DS	A	17.0	16.6	42.0	21.8	2.6	1.58	150	drænet
5077	DS	B	15.7	13.8	42.8	26.7	1.0	1.70		
5077	DS	C	18.9	13.1	42.3	25.4	0.3	1.67		

ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorina sand.

Table 1g. Tekstur og humusindhold i tre horisonter for SKEP-modeljorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i hele landet. Teksturen er beskrevet for 4 klasser af partikelstørrelse

Typejord	Geologisk		Ler (%)	Silt (%)	Finsand (%)	Grovsand (%)	Humus (%)	Volumevægt (g cm ⁻³)	Roddybde	Afdræning
	Jordart	Horisont								
998	FS	1	7.4	7.9	47.8	32.6	4.3	1.320	80	grundvandsspejl
998	FS	2	8.4	8.0	37.8	42.2	3.6	1.420		
998	FS	3	9.3	6.9	34.6	48.1	1.1	1.600		
999	FT	1	7.5	7.1	32.7	30.9	21.7	0.540	80	grundvandsspejl
999	FT	2	8.0	7.2	32.9	38.1	13.7	0.540		
999	FS	3	9.3	6.9	34.6	48.1	1.1	1.600		

FS= Ferskvandssand. FT= Ferskvandstøv.

Hydrauliske parametre for typejorderne

Hydraulisk funktionsudtryk

I beskrivelsen af jordens vandretentionskurve anvendes VG-modellen [1] van Genuchten (1980)

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \begin{cases} \frac{1}{[1 + |\alpha h|^n]^m} & h < 0 \\ 1 & h \geq 0 \end{cases} \quad [1]$$

S_e angiver den effektive vandmætning, α og n er kurve parameter og $m=1-1/n$. Parametrene θ , θ_s and θ_r er henholdsvis: aktuelt vandindhold ved tryk potentialet (h) [hPa], mættet vandindhold og vandindhold ved udtørring alle målt som [$\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$].

Hydraulisk ledningsevne beskrives ved Mualem modellen (MVG) [2] der dels baseres på [1] og på den generelle pore størrelses fordelings model beskrevet i Mualem (1976)

$$k(S_e) = k_0 S_e^l [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^\gamma \quad [2]$$

k_0 er jordens hydrauliske ledningsevne ved vandmætning. k_0 anvendes i modelberegninger som såkaldt "maching factor" i estimeringen af den umættede hydrauliske ledningsevne. Standarder for parametrene l , β , og γ antager i VGM modellen henholdsvis 0,5, 1, and 2. l parameteren er generelt accepteret som en empirisk parameter og anvendes sammen med k_0 i kalibreringen af de hydrauliske parametre.

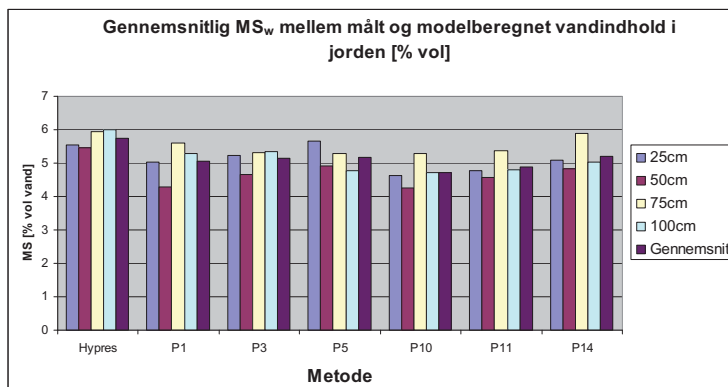
Hydrauliske parametre for typejorderne

Typejordenes tekstur, humusindhold og bulk density er anvendt til at estimere typejordenes hydrauliske parametre brug af såkaldte pedo-transferfunktioner (PTF). Der er anvendt metode P10 (Børgesen et al.,2007) som er en neuralt netværksmodel udviklet på baggrund af danske data fra Profildatabasen (DJF-Geodata 2007). Forud for valg af metode til at predikterer de jord hydrauliske parametre er der gennemført en validering af flere Danske PTF funktioner (P1,P3, P5,P10,P11,P14) Børgesen & Schaap 2005, Børgesen et al.,2008) og den europærisk udviklede PTF model "Hypres modellen "(Wösten et al., 1999). Valideringen er gennemført ved at anvende metoderne til at prediktere de hydrauliske parametre og herefter anvende disse i Daisy model simulering af jordens vandindhold over en række år. Data er afprøvet på data 13 datasæt over målt vandindhold i jorden. P10 metoden der anvende: ler, silt og sand, (USDA klassifikation), humus, bulkdensity som prediktorer, estimerede de hydrauliske parametre der viste gennemsnitlig laveste afvigelses kvadrat (MSw) mellem målt og simuleret vandindhold i jorden. Figur 7 (fra Børgesen, 2009, Under udarbejdelse). Denne metode gav også den bedste korrelation ($R^2=0.81$) mellem målt og simuleret vandindhold for de afprøvede PTF'er.

Erfaringerne fra valideringen viste at Daisy modellen for specielt drænedede jorde viste at der i vækstperioden forekom en betydelig opadgående vandbevægelse. Således modelberegnete Daisy modellen for disse jorde et større vandindhold i jorden i hele vækstperioden end målinger af jordens vandindhold viste. Det større vandindhold medførte af fordampningen ikke blev naturlig begrænset og herved undervurderes afstrømningen fra jorden. Efter mange forsøg på at forhindre denne urealistisk store opadgående vandbevægelse ved korrektion af jordhydrauliske ledningsevne samt ændringer af de nedre randbetingelser (ændre aquatard dybden, ændre den mættede hydrauliske ledningsevne i aquartarden K_{aq}) afprøvedes en metode hvor der blev indarbejdet overgangshorisonter med lav vandledende evne mellem A og B, samt B og C horisonterne. Overgangshorisonterne har samme tekstur som B og C horisonterne men har dårlige kepilære egenskaber. Dette gennemføres ved at n parameteren i [1] sættes lig med $n= 2,4$ eller 2.5 afhængig af jordens tekstur. Denne parameter værdi er fundet ved afprøvning af mange metoder, til at reducerer den opadgående vandbevægelse og karakteriserer en meget sandet jord.

I tabel 2a, 2b, 2c, 2d, 2e og 2f er vist de anvendte hydrauliske parametre i modelberegningerne.

På de drænedede arealer er der fundet at en K_{aq} værdi på $0.001 \text{ [cm time}^{-1}\text{]}$ gav afstrømning via drænen i afstrømningsperioden. Drænrørs dybden er sat til 110 cm og afstanden mellem drænrør til 18 m som antaget i Daisy Ståbien (Styczen et al., 2006).



Figur 7. Gennemsnitlig afvigelses kvadrat opgjort ved at sammenligne modelberegnet vandindhold i forskellige jorddybder og Daisy modelberegnet vandindhold med forskellige Pedo-transferfunktioner estimerede hydrauliske parametre (Hypres, P1, P3, P5, P10, P11 og P14)

Tabel 2a. Hydrauliske egenskaber for Typejorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Thy. Hydralske parametre er generet med pedo transferfunktionen P10 (Børgesen et al., 2008)

Modeljord	Horisont	Nedre grænse	Hydrauliske parametre						Dræn
			Van Genuchten hydrauliske parametre						
			θ_{res}	θ_{sat}	n	$alpha$	l	K_0	
1011	1	30	0.02	0.386	0.031	1.592	0.354	20.8	Fri
1011	2	40	0.019	0.388	0.056	2.5	-0.099	130.7	Fri
1011	3	70	0.019	0.388	0.056	1.809	-0.099	130.7	Fri
1011	4	80	0.021	0.4	0.065	2.5	-0.147	174.6	Fri
1011	5	300	0.021	0.4	0.065	2.077	-0.147	174.6	Fri
1018	1	30	0.02	0.391	0.033	1.589	0.261	25.2	Fri
1018	2	40	0.021	0.383	0.034	2.4	0.21	33.0	Fri
1018	3	70	0.021	0.383	0.034	1.374	0.21	33.0	Fri
1018	4	80	0.021	0.344	0.026	2.4	0.165	7.0	Fri
1018	5	300	0.021	0.344	0.026	1.391	0.165	7.0	Fri
1021	1	30	0.021	0.378	0.025	1.592	1.033	15.9	Fri
1021	2	40	0.019	0.388	0.056	2.5	-0.099	130.7	Fri
1021	3	70	0.019	0.388	0.056	1.809	-0.099	130.7	Fri
1021	4	80	0.021	0.4	0.065	2.5	-0.147	174.6	Fri
1021	5	300	0.021	0.4	0.065	2.077	-0.147	174.6	Fri
1024	1	30	0.021	0.396	0.029	1.578	0.947	31.2	Fri
1024	2	40	0.019	0.386	0.048	2.5	-0.077	89.7	Fri
1024	3	70	0.019	0.386	0.048	1.649	-0.077	89.7	Fri
1024	4	80	0.02	0.333	0.027	2.4	0.253	7.2	Fri
1024	5	300	0.02	0.333	0.027	1.408	0.253	7.2	Fri
1026	1	30	0.021	0.379	0.025	1.591	1.041	16.5	Drænet
1026	2	40	0.025	0.367	0.018	2.4	0.495	2.8	Drænet
1026	3	70	0.025	0.367	0.018	1.391	0.495	2.8	Drænet
1026	4	80	0.028	0.321	0.1	2.3	0.603	0.3	Drænet
1026	5	500	0.028	0.321	0.009	1.439	0.603	0.3	Drænet
1046	1	30	0.029	0.394	0.012	1.424	1.045	1.4	Drænet
1046	2	40	0.025	0.367	0.018	2.4	0.495	2.8	Drænet
1046	3	70	0.025	0.367	0.018	1.391	0.495	2.8	Drænet
1046	4	80	0.028	0.321	0.1	2.3	0.603	0.3	Drænet
1046	5	500	0.028	0.321	0.009	1.439	0.603	0.3	Drænet
1047	1	30	0.029	0.394	0.012	1.424	1.045	1.4	Drænet
1047	2	40	0.03	0.34	0.009	2.3	0.774	0.3	Drænet
1047	3	70	0.03	0.34	0.009	1.446	0.774	0.3	Drænet
1047	4	80	0.033	0.35	0.1	1.406	0.44	0.3	Drænet
1047	5	500	0.033	0.35	0.01	1.406	0.44	0.3	Drænet
1048	1	30	0.029	0.402	0.013	1.416	0.927	1.8	Drænet
1048	2	40	0.021	0.383	0.034	2.4	0.21	33.0	Drænet
1048	3	70	0.021	0.383	0.034	1.374	0.21	33.0	Drænet
1048	4	80	0.021	0.344	0.1	2.4	0.165	7.0	Drænet
1048	5	500	0.021	0.344	0.026	1.391	0.165	7.0	Drænet
1067	1	30	0.035	0.368	0.0063	1.4862	1.8513	0.3	Drænet
1067	2	40	0.03	0.34	0.009	2.3	0.774	0.3	Drænet
1067	3	70	0.03	0.34	0.009	1.446	0.774	0.3	Drænet
1067	4	80	0.033	0.35	0.01	1.406	0.44	0.3	Drænet
1067	5	500	0.033	0.35	0.01	1.406	0.44	0.3	Drænet

Table 2b. Hydrauliske egenskaber for Typejorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Nordjylland. Hydrauliske parametre er generet med pedo transferfunktionen P10 (Børgesen et al., 2008)

Modeljord	Horisont	Nedre grænse	Hydrauliske parametre							Dræn
			Van Genuchten hydrauliske parametre							
			θ_{res}	θ_{sat}	n	$alpha$	l	K_o		
2011	1	30	0.019	0.386	0.035	1.603	0.184	31.2	Fri	
2011	2	40	0.02	0.391	0.06	2.5	-0.124	144.5	Fri	
2011	3	70	0.02	0.391	0.06	1.882	-0.124	144.5	Fri	
2011	4	80	0.021	0.4	0.064	2.5	-0.217	163.0	Fri	
2011	5	300	0.021	0.4	0.064	1.992	-0.217	163.0	Fri	
2014	1	30	0.019	0.392	0.037	1.601	0.109	34.2	Drænet	
2014	2	40	0.021	0.381	0.036	2.5	0.325	43.9	Drænet	
2014	3	70	0.021	0.381	0.036	1.578	0.325	43.9	Drænet	
2014	4	80	0.041	0.368	0.1	1.426	0.2	0.1	Drænet	
2014	5	500	0.041	0.368	0.007	1.426	0.2	0.1	Drænet	
2021	1	30	0.024	0.375	0.017	1.61	1.332	4.6	Fri	
2021	2	40	0.02	0.391	0.06	2.5	-0.124	144.5	Fri	
2021	3	70	0.02	0.391	0.06	1.882	-0.124	144.5	Fri	
2021	4	80	0.021	0.4	0.064	2.5	-0.217	163.0	Fri	
2021	5	300	0.021	0.4	0.064	1.992	-0.217	163.0	Fri	
2024	1	30	0.024	0.393	0.02	1.593	1.143	10.0	Drænet	
2024	2	40	0.021	0.381	0.036	2.5	0.325	43.9	Drænet	
2024	3	70	0.021	0.381	0.036	1.578	0.325	43.9	Drænet	
2024	4	80	0.041	0.368	0.1	1.426	0.2	0.1	Drænet	
2024	5	500	0.041	0.368	0.007	1.426	0.2	0.1	Drænet	
2028	1	30	0.024	0.393	0.02	1.593	1.143	10.0	Fri	
2028	2	40	0.024	0.377	0.023	2.4	0.397	9.7	Fri	
2028	3	70	0.024	0.377	0.023	1.379	0.397	9.7	Fri	
2028	4	80	0.023	0.336	0.019	2.4	0.129	2.1	Fri	
2028	5	300	0.023	0.336	0.019	1.392	0.129	2.1	Fri	
2044	1	30	0.029	0.398	0.013	1.422	1.053	1.9	Drænet	
2044	2	40	0.021	0.381	0.036	2.5	0.325	43.9	Drænet	
2044	3	70	0.021	0.381	0.036	1.578	0.325	43.9	Drænet	
2044	4	80	0.041	0.368	0.1	1.426	0.2	0.1	Drænet	
2044	5	500	0.041	0.368	0.007	1.426	0.2	0.1	Drænet	
2048	1	30	0.029	0.398	0.013	1.422	1.053	1.9	Fri	
2048	2	40	0.024	0.377	0.023	2.4	0.397	9.7	Fri	
2048	3	70	0.024	0.377	0.023	1.379	0.397	9.7	Fri	
2048	4	80	0.023	0.336	0.019	2.4	0.129	2.1	Fri	
2048	5	300	0.023	0.336	0.019	1.392	0.129	2.1	Fri	
2211	1	30	0.024	0.391	0.02	1.595	1.177	9.0	Drænet	
2211	2	40	0.022	0.375	0.026	2.4	0.614	16.4	Drænet	
2211	3	70	0.022	0.375	0.026	1.377	0.614	16.4	Drænet	
2211	4	80	0.021	0.333	0.1	2.4	0.29	7.6	Drænet	
2211	5	500	0.021	0.333	0.026	1.407	0.29	7.6	Drænet	
2411	1	30	0.029	0.388	0.012	1.432	1.165	1.4	Drænet	
2411	2	40	0.022	0.375	0.026	2.4	0.614	16.4	Drænet	
2411	3	70	0.022	0.375	0.026	1.377	0.614	16.4	Drænet	
2411	4	80	0.021	0.333	0.1	2.4	0.29	7.6	Drænet	
2411	5	500	0.021	0.333	0.026	1.407	0.29	7.6	Drænet	

Tabel 2c. Hydrauliske egenskaber for Typejorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Vestjylland. Hydrauliske parametre er generet med pedo-transferfunktionen P10 (Børgesen et al., 2008)

Modeljord	Horisont	Nedre grænse	Hydrauliske parametre						Dræn
			Van Genuchten hydrauliske parametre				K_o		
			θ_{res}	θ_{sat}	n	$alpha$		l	
3011	1	30	0.019	0.386	0.035	1.603	0.184	31.2	Fri
3011	2	40	0.02	0.391	0.06	2.5	-0.124	144.5	Fri
3011	3	70	0.02	0.391	0.06	1.882	-0.124	144.5	Fri
3011	4	80	0.021	0.4	0.064	2.5	-0.217	163.0	Fri
3011	5	300	0.021	0.4	0.064	1.992	-0.217	163.0	Fri
3012	1	30	0.021	0.424	0.034	1.568	-0.035	31.6	Fri
3012	2	40	0.019	0.36	0.033	2.5	0.256	21.9	Fri
3012	3	70	0.019	0.36	0.033	1.619	0.256	21.9	Fri
3012	4	80	0.02	0.374	0.056	2.5	-0.281	94.1	Fri
3012	5	300	0.02	0.374	0.056	1.9	-0.281	94.1	Fri
3017	1	30	0.021	0.388	0.026	1.591	0.546	10.7	Drænet
3017	2	40	0.022	0.371	0.029	2.4	0.134	14.6	Drænet
3017	3	70	0.022	0.371	0.029	1.371	0.134	14.6	Drænet
3017	4	80	0.025	0.323	0.1	2.3	0.565	0.8	Drænet
3017	5	500	0.025	0.323	0.014	1.422	0.565	0.8	Drænet
3018	1	30	0.021	0.392	0.027	1.588	0.469	11.9	Fri
3018	2	40	0.02	0.391	0.043	2.4	-0.22	52.0	Fri
3018	3	70	0.02	0.391	0.043	1.39	-0.22	52.0	Fri
3018	4	80	0.019	0.364	0.05	2.5	-0.175	66.7	Fri
3018	5	300	0.019	0.364	0.05	1.718	-0.175	66.7	Fri
3028	1	30	0.023	0.397	0.022	1.588	1.141	9.6	Fri
3028	2	40	0.02	0.391	0.043	2.4	-0.22	52.0	Fri
3028	3	70	0.02	0.391	0.043	1.39	-0.22	52.0	Fri
3028	4	80	0.019	0.364	0.05	2.5	-0.175	66.7	Fri
3028	5	300	0.019	0.364	0.05	1.718	-0.175	66.7	Fri
3037	1	30	0.024	0.382	0.017	1.404	0.899	2.4	Drænet
3037	2	40	0.022	0.371	0.029	2.4	0.134	14.6	Drænet
3037	3	70	0.022	0.371	0.029	1.371	0.134	14.6	Drænet
3037	4	80	0.025	0.323	0.1	2.3	0.565	0.8	Drænet
3037	5	500	0.025	0.323	0.014	1.422	0.565	0.8	Drænet
3038	1	30	0.024	0.403	0.02	1.383	0.588	5.1	Fri
3038	2	40	0.02	0.391	0.043	2.4	-0.22	52.0	Fri
3038	3	70	0.02	0.391	0.043	1.39	-0.22	52.0	Fri
3038	4	80	0.019	0.364	0.05	2.5	-0.175	66.7	Fri
3038	5	300	0.019	0.364	0.05	1.718	-0.175	66.7	Fri
3047	1	30	0.027	0.396	0.013	1.418	1.19	1.5	Drænet
3047	2	40	0.022	0.371	0.029	2.4	0.134	14.6	Drænet
3047	3	70	0.022	0.371	0.029	1.371	0.134	14.6	Drænet
3047	4	80	0.025	0.323	0.1	2.3	0.565	0.8	Drænet
3047	5	500	0.025	0.323	0.014	1.422	0.565	0.8	Drænet
3048	1	30	0.027	0.403	0.014	1.41	1.057	2.1	Fri
3048	2	40	0.02	0.391	0.043	2.4	-0.22	52.0	Fri
3048	3	70	0.02	0.391	0.043	1.39	-0.22	52.0	Fri
3048	4	80	0.019	0.364	0.05	2.5	-0.175	66.7	Fri
3048	5	300	0.019	0.364	0.05	1.718	-0.175	66.7	Fri
3110	1	30	0.021	0.392	0.027	1.588	0.469	11.9	Fri
3110	2	40	0.019	0.375	0.049	2.5	-0.26	66.5	Fri
3110	3	70	0.019	0.375	0.049	1.708	-0.26	66.5	Fri
3110	4	80	0.02	0.366	0.057	2.5	-0.274	84.4	Fri
3110	5	300	0.02	0.366	0.057	2.051	-0.274	84.4	Fri

Tabel 2d. Hydrauliske egenskaber for Typejorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i georegion Midtjylland. Hydrauliske parametre er generet med pedo transferfunktionen P10 (Børgesen et al., 2008)

Modeljord	Horisont	Nedre grænse	Hydrauliske parametre					Dræn	
			Van Genuchten hydrauliske parametre						
			θ_{res}	θ_{sat}	n	α	l		K_o
4016	1	30	0.021	0.384	0.025	1.586	0.73	10.4	Fri
4016	2	40	0.021	0.367	0.031	2.4	0.339	20.3	Fri
4016	3	70	0.021	0.367	0.031	1.384	0.339	20.3	Fri
4016	4	80	0.02	0.334	0.03	2.4	0.232	10.4	Fri
4016	5	300	0.02	0.334	0.03	1.42	0.232	10.4	Fri
4018	1	30	0.021	0.388	0.026	1.583	0.681	11.8	Fri
4018	2	40	0.021	0.383	0.034	2.4	0.185	32.8	Fri
4018	3	70	0.021	0.383	0.034	1.375	0.185	32.8	Fri
4018	4	80	0.021	0.343	0.028	2.4	0.114	9.3	Fri
4018	5	300	0.021	0.343	0.028	1.393	0.114	9.3	Fri
4027	1	30	0.023	0.379	0.019	1.599	1.142	5.9	Drænet
4027	2	40	0.026	0.34	0.013	2.3	0.419	0.7	Drænet
4027	3	70	0.026	0.34	0.013	1.413	0.419	0.7	Drænet
4027	4	80	0.032	0.352	0.1	1.4	0.519	0.4	Drænet
4027	5	500	0.032	0.352	0.011	1.4	0.519	0.4	Drænet
4037	1	30	0.024	0.382	0.02	1.387	0.637	4.3	Drænet
4037	2	40	0.026	0.34	0.013	2.3	0.419	0.7	Drænet
4037	3	70	0.026	0.34	0.013	1.413	0.419	0.7	Drænet
4037	4	80	0.032	0.352	0.1	1.4	0.519	0.4	Drænet
4037	5	500	0.032	0.352	0.011	1.4	0.519	0.4	Drænet
4038	1	30	0.023	0.402	0.024	1.369	0.279	9.9	Fri
4038	2	40	0.021	0.383	0.034	2.4	0.185	32.8	Fri
4038	3	70	0.021	0.383	0.034	1.375	0.185	32.8	Fri
4038	4	80	0.021	0.343	0.028	2.4	0.114	9.3	Fri
4038	5	300	0.021	0.343	0.028	1.393	0.114	9.3	Fri
4046	1	30	0.027	0.393	0.015	1.404	0.794	2.7	Fri
4046	2	40	0.021	0.367	0.031	2.4	0.339	20.3	Fri
4046	3	70	0.021	0.367	0.031	1.384	0.339	20.3	Fri
4046	4	80	0.02	0.334	0.032	2.4	0.192	13.7	Fri
4046	5	300	0.02	0.334	0.032	1.424	0.192	13.7	Fri
4047	1	30	0.027	0.393	0.015	1.404	0.794	2.7	Drænet
4047	2	40	0.026	0.34	0.013	2.3	0.419	0.7	Drænet
4047	3	70	0.026	0.34	0.013	1.413	0.419	0.7	Drænet
4047	4	80	0.032	0.352	0.1	1.4	0.519	0.4	Drænet
4047	5	500	0.032	0.352	0.011	1.4	0.519	0.4	Drænet
4048	1	30	0.027	0.401	0.016	1.397	0.717	3.6	Fri
4048	2	40	0.021	0.383	0.034	2.4	0.185	32.8	Fri
4048	3	70	0.021	0.383	0.034	1.375	0.185	32.8	Fri
4048	4	80	0.021	0.343	0.028	2.4	0.114	9.3	Fri
4048	5	300	0.021	0.343	0.028	1.393	0.114	9.3	Fri
4067	1	30	0.033	0.368	0.008	1.447	0.941	0.3	Drænet
4067	2	40	0.033	0.338	0.008	2.3	0.826	0.2	Drænet
4067	3	70	0.033	0.338	0.008	1.444	0.826	0.2	Drænet
4067	4	80	0.034	0.35	0.1	1.407	0.21	0.3	Drænet
4067	5	500	0.034	0.35	0.009	1.407	0.21	0.3	Drænet

Tabel 2e. Hydrauliske egenskaber for typejorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata i geo-region Østdanmark. Hydrauliske parametre er generet med pedo-transferfunktionen P10 (Børgesen et al., 2008)

Modeljord	Horisont	Nedre grænse	Hydrauliske parametre						Dræn
			Van Genuchten hydrauliske parametre						
			θ_{res}	θ_{sat}	n	$alpha$	l	K_0	
5016	1	30	0.02	0.387	0.036	1.589	0.127	37.8	Drænet
5016	2	40	0.024	0.37	0.023	2.4	0.145	5.9	Drænet
5016	3	70	0.024	0.37	0.023	1.371	0.145	5.9	Drænet
5016	4	80	0.023	0.322	0.1	2.4	0.328	1.3	Drænet
5016	5	500	0.023	0.322	0.017	1.415	0.328	1.3	Drænet
5018	1	30	0.02	0.391	0.037	1.587	0.037	42.0	Fri
5018	2	40	0.022	0.385	0.029	2.4	-0.039	18.7	Fri
5018	3	70	0.022	0.385	0.029	1.36	-0.039	18.7	Fri
5018	4	80	0.021	0.339	0.026	2.4	0.259	6.0	Fri
5018	5	300	0.021	0.339	0.026	1.397	0.259	6.0	Fri
5037	1	30	0.025	0.381	0.018	1.388	0.647	3.2	Fri
5037	2	40	0.033	0.338	0.008	2.3	0.826	0.2	Fri
5037	3	70	0.033	0.338	0.008	1.444	0.826	0.2	Fri
5037	4	80	0.034	0.35	0.009	1.407	0.21	0.3	Fri
5037	5	300	0.034	0.35	0.009	1.407	0.21	0.3	Fri
5038	1	30	0.025	0.402	0.022	1.369	0.365	7.5	Drænet
5038	2	40	0.022	0.385	0.029	2.4	-0.039	18.7	Drænet
5038	3	70	0.022	0.385	0.029	1.36	-0.039	18.7	Drænet
5038	4	80	0.021	0.339	0.1	2.4	0.259	6.0	Drænet
5038	5	500	0.021	0.339	0.026	1.397	0.259	6.0	Drænet
5046	1	30	0.027	0.395	0.016	1.392	0.487	3.3	Drænet
5046	2	40	0.024	0.37	0.023	2.4	0.145	5.9	Drænet
5046	3	70	0.024	0.37	0.023	1.371	0.145	5.9	Drænet
5046	4	80	0.023	0.322	0.1	2.4	0.328	1.3	Drænet
5046	5	500	0.023	0.322	0.017	1.415	0.328	1.3	Drænet
5047	1	30	0.027	0.395	0.016	1.392	0.487	3.3	Drænet
5047	2	40	0.033	0.338	0.008	2.3	0.826	0.2	Drænet
5047	3	70	0.033	0.338	0.008	1.444	0.826	0.2	Drænet
5047	4	80	0.034	0.35	0.1	1.407	0.21	0.3	Drænet
5047	5	500	0.034	0.35	0.009	1.407	0.21	0.3	Drænet
5048	1	30	0.027	0.402	0.017	1.386	0.374	4.5	Fri
5048	2	40	0.022	0.385	0.029	2.4	-0.039	18.7	Fri
5048	3	70	0.022	0.385	0.029	1.36	-0.039	18.7	Fri
5048	4	80	0.021	0.339	0.026	2.4	0.259	6.0	Fri
5048	5	300	0.021	0.339	0.026	1.397	0.259	6.0	Fri
5067	1	30	0.033	0.368	0.008	1.447	0.941	0.3	Drænet
5067	2	40	0.033	0.338	0.008	2.3	0.826	0.2	Drænet
5067	3	70	0.033	0.338	0.008	1.444	0.826	0.2	Drænet
5067	4	80	0.034	0.35	0.1	1.407	0.21	0.3	Drænet
5067	5	500	0.034	0.35	0.009	1.407	0.21	0.3	Drænet
5077	1	30	0.04	0.369	0.006	1.471	1.712	0.2	Drænet
5077	2	40	0.033	0.338	0.008	2.3	0.826	0.2	Drænet
5077	3	70	0.033	0.338	0.008	1.444	0.826	0.2	Drænet
5077	4	80	0.034	0.35	0.1	1.407	0.21	0.3	Drænet
5077	5	500	0.034	0.35	0.009	1.407	0.21	0.3	Drænet

Table 2f. Hydrauliske egenskaber for typejorderne udviklet på baggrund af jordbundsdata for vådbundsdata for hele Danmark. Hydrauliske parametre er generet med pedo-transferfunktionen P10 (Børgesen et al., 2008)

Modeljord	Horisont	Nedre grænse	Hydrauliske parametre						
			Van Genuchten hydrauliske parametre				K_o	Dræn	
			θ_{res}	θ_{sat}	n	α			l
6998	1	30	0.029	0.42	0.014	1.411	0.991	2.2	Grundvand
6998	2	40	0.027	0.397	0.014	2.4	0.89	1.7	Grundvand
6998	3	70	0.027	0.397	0.014	1.405	0.89	1.7	Grundvand
6998	4	80	0.023	0.355	0.022	2.4	0.239	4.2	Grundvand
6998	5	300	0.023	0.355	0.022	1.385	0.239	4.2	Grundvand
6999	1	30	0.102	0.597	0.001	2.845	8.102	2.2	Grundvand
6999	2	40	0.053	0.602	0.004	2.4	4.173	1.5	Grundvand
6999	3	70	0.053	0.602	0.004	1.663	4.173	1.5	Grundvand
6999	4	80	0.023	0.355	0.022	2.4	0.239	4.2	Grundvand
6999	5	300	0.023	0.355	0.022	1.385	0.239	4.2	Grundvand

Referencer

- Børgesen, C.D. & Schaap, M.G. 2005. Point and Parameter Pedotransfer Functions for water retention predictions for Danish soils. *Geoderma* 127, 154-167.
www.elsevier.com/locate/geoderma
- Børgesen, C.D., Iversen B.V., Jacobsen, O.H. & Schaap, M.G. 2008. Pedotransfer functions estimating soil hydraulic properties using different soil parameters. *Hydrological Processes* vol. 22, nr. 11, s. 1630-1639.
- Børgesen, C.D. 2009. Kalibrering og validering af Daisy modellen på 25 mark forsøgsserier dyrket under varierende klima og jordbundsforhold. DJF rapport under udarbejdelse.
- Madsen, H.B., Nørr, A.H. & Holst, K.A. 1992. Den danske Jordklassificering. Atlas over Danmark, serie I, bind 3. Kgl Geografisk Selskab.
- Greve, M.H., Greve, M.B., Bøcher, P.K., Balstrøm, T., Madsen, H.B. & Krogh, L. 2007. Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. *Geografisk Tidsskrift* 107 (2).
- Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, 12, 3, 513-522.
- Skriver, K. & Hedegård, J. 1973. Undersøgelser over danske jorders dræningstilstand. Planteavl-arbejdet i Landbo- og Husmandsforeningerne, 2055-59.
- Styczen, M., Hansen, S., Jensen, L.S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C.D., Thirup, C. & Østergaard, H.S., 2006. Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.2, april 2006. DHI Institut for Vand og Miljø. 62 pp.
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc Am. J.* 44, pp 892-898.
- Wösten J.H.M., Lilly, A. Nemes, A. & Le Bas, C. 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* 90. pp169-185.

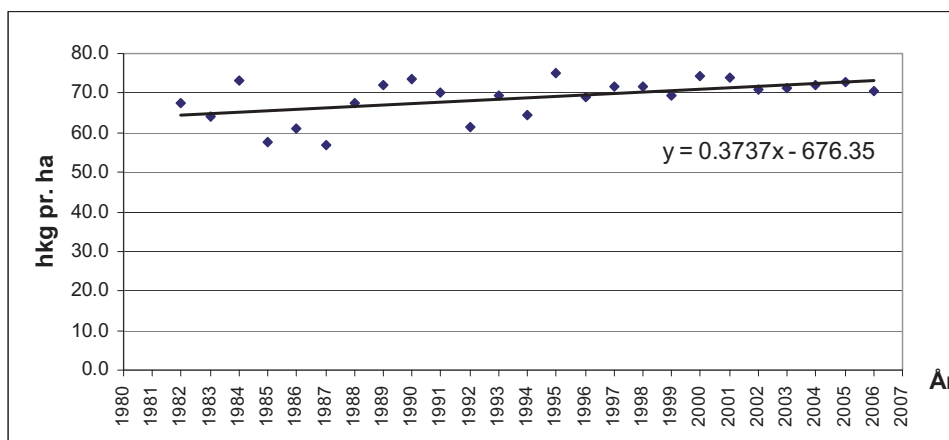
Bilag 3. Daisy N-udbytte kalibrering

Christen Duus Børgesen & Finn P. Vinther, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, AU

Udbyttekalibrering i forbindelse med VMPIII midtvejsevaluering 2008

For at de modelberegne N balance resultater, hviler på et så klima normaliseret grundlag som muligt, er der anvendt regionale klima data for perioden 1990-2005 i de grundlæggende modelberegninger i Daisy databasen, således at de nyeste klimaeffekter indgår i grundlaget for modelberegningerne. De årlige registrerede amts udbytter er i høj grad korreleret til det aktuelle dyrknings års klimatiske betingelser og kan ikke direkte anvendes til en kalibrering af N udbytteneiveauet.

Samtidig med at der er en klima sammenhæng mellem afgrøder og N udbytte, er der også sket en udvikling af nye sorter, som har betinget en stigning i udbyttet for en række afgrøder (se figur 1). Den generelle udvikling beskrevet ved den lineære regression viser at der i perioden forekommer en årlig udbyttestigning på 0.37 hkg pr. ha, således at hvis de registrerede udbytter i starten af klimaperioden (i starten af 1990-erne) anvendes i modelberegning af en klimanormaliseret N balance, vil det generelle N udbytte niveau blive undervurderet set i forhold til de udbytter der opnås med de sorter der anvendes i dag.



Figur 1. Årlige vinterhvedeudbytter opgjort på landsplan (1982-2006) og udbyttetrend opgjort ved lineær regression

For at kompensere for denne undervurdering er der besluttet at modelberegningerne for dyrkningårene 2003, 2004, 2005, 2006 og 2007 klimanormaliseres på baggrund af de seneste fem års udbytter. Dette vil praktisk sige, at der beregnes gennemsnits N udbytter på baggrund af amtsudbytter for perioden 2001-2005 og de årlige N udbytter korrigeres med en generel afgrøde korrektion, således at gennemsnits N udbyttet for hele perioden (1990-2005) korrigeres til N udbyttet registreret i årene (2001-2005).

Udbyttekalibrering af de grundlæggende Daisy modelberegninger

For at kunne modelberegne realistiske mark N balancer både på regional skala men også på national skala, er det vigtigt at de enkelte poster beregnes med så stor nøjagtighed som muligt. Initial Daisy simuleringer med kombinationen af de generelle afgrødeparametre (Daisy standard afgrødeparametre (Styczen et al., 2006)) sammen med typejordene opstillet for hele landet (Bilag 2,

Jordbunddata) og anvendelse af regionale klima parametre (Bilag 1Klima data) viste, at Daisy modellen i standardversion, ikke simulerede N udbytter på niveau med udbyttedata fra amtsstatistikken. Derfor er der forud for opstilling af SKEP/Daisy databasen foretaget en modelkalibrering af afgrøde modulet i Daisy modellen.

SKEP/Daisy modelsystemet anvender en database med grundlæggende Daisy modelberegninger, hvor der er modelberegnet forskellige kombinationer af årlige mark N balancer under en række kombinationer af sædskifter, jordbund, klima, vanding og N gødsning. Databasen består af to sæt modelberegninger, hvor der er anvendt to sæt forskellige afgrødeparametre. Øvrige parametre: sædskifter, jordbund, klima, vanding og N gødsning er ens i de to data sæt. Det ene datasæt er i gennemsnit kalibreret til at give et 10-15% højere N udbytte end registreret i amtet, og det andet datasæt til 10-15% lavere N udbytte end registreret i amtet. Denne kalibrering er den første grove kalibrering af SKEP/Daisy modellen.

Modelkalibreringen af afgrødeparametrene gennemføres efter de principper Daisy ståbien anbefaler (Styczen et al., 2006). Kalibreringen gennemføres kun for de seks nedbørszoner (middel nedbør), hvor der anvendes N udbytter på amtsniveau. Disse afgrødeparametre anvendes både i nedbørsområdet med lavt og høj nedbørsmængder. For at kalibreringen kan afspejle jordtypeforskelle mellem typejordene (eksempelvis JB1 jord og JB7 jordtyper) anvendes normudbytterne fra Plantedirektoratet for de forskellige jordtyper (fx JB1 og JB3), til at korrigere udbyttene fra amtsstatistikken til et jordtype specifikt N udbyttensniveau.

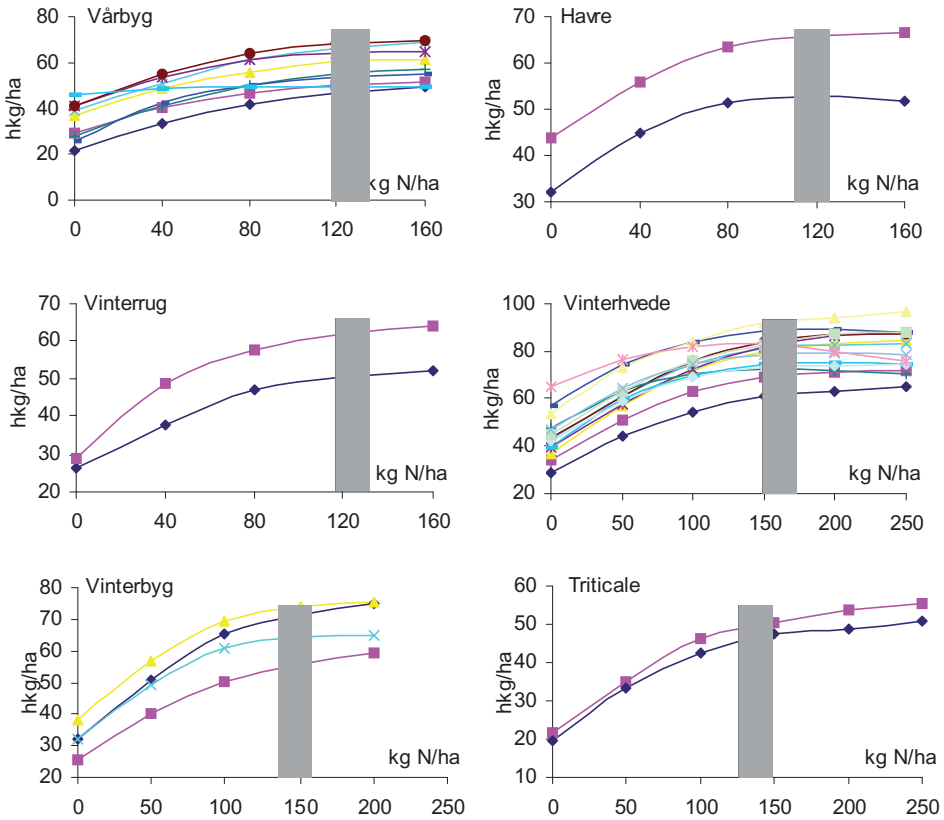
For kombinationer af jordtyper, klimazone (6 klimazoner (middelnedbør)) kalibreres afgrødemodulet i Daisy modellen ved 1 N (dvs. normgødsning med handelsgødning) til at modelberegne en N balance der henholdsvis ligger 10-15% over det registrerede N udbytte i amtet og 10-15% under det registrerede N udbytte i amtet. Kalibreringen er foretaget ved at justere Daisys' "fotosynteseaktivitet" (DSEff), således at N udbyttet som gennemsnit for årene 1990-2005 svarer til gennemsnitsudbyttet i amtet for perioden. 2001-2005. (Danmarks Statistik 2001, 2002, 2003, 2004 og 2005).

For at opnå korrekt N-koncentration og C:N-forhold, hvilket er specielt vigtigt i halm der nedmuldes, har det endvidere i nogle afgrøder/jordtyper været nødvendigt at justere optagelsen af kvælstof ($MxNH_4up$ og $MxNO_3up$). For at opnå N udbytte niveauer for industrikartofler korrigeres endvidere "Fm" parameteren.

N-respons

Af tidsmæssige årsager har det ikke været muligt at gennemføre afgrødekalkibreringer ved andre N niveauer end 1 N. Tidligere undersøgelser med Daisy modellen har vist usikkerhed på beregningen af afgrøde N respons ved højere N niveau end norm gødsning med N, men da der kun er relativt få marker der gødes ved et højere N niveau end normgødsning, er der i opstillingen af SKEP/Daisy databasen ikke modelberegnet med gødningskombinationer højere end norm gødsning.

For de marker der har en N gødsning over afgrødens N norm, er der i SKEP/Daisy modelberegninger modelberegnet et meroptag af kvælstof ud fra N respons kurver, opstillet på grundlag af Landscentrets udbytteforsøg med stigende mængder kvælstof (Landsforsøgene, 2005). Resultater fra disse forsøg er gengivet i Figur 2, hvor også niveauer for Plantedirektoratets N-norm er angivet. Overskydende kvælstof (Tilført over N normen minus meroptagelse i afgrøden t) medfører primært merudvaskning og opbygning i jordens organiske pulje).



Figur 2. Udbytte som funktion af N-tilførsel i kornafgrøder. Fra Landsforsøgene (2005). Skraveret felt angiver niveauet for Plantedirektoratets norm-gødskning (1N)

Referencer

Danmarks Statistik. Statistikbanken for årene 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007.

Landsforsøgene 2005. Oversigt over landsforsøgene 2005. Dansk Landbrugsrådgivning, Skejby, Århus.

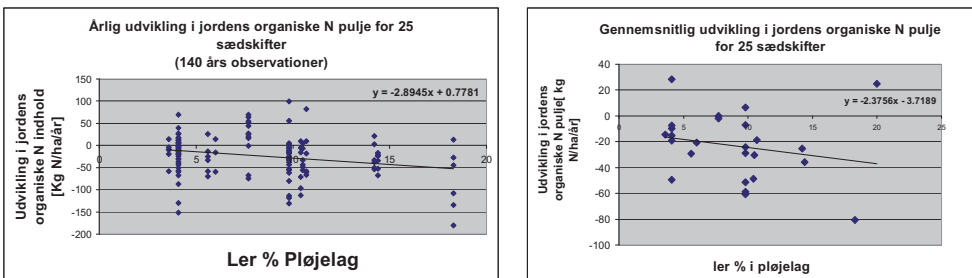
Styczen, M., Hansen, S., Jensen, L.S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C.D., Thirup, C. & Østergaard, H.S. 2006. Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.2, april 2006. DHI Institut for Vand og Miljø. 62 pp.

Bilag 4: Kalibrering af udviklingen i jordens organiske N puljer og denitrifikation

Christen Duus Børgesen, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, AU

Der er gennemført en omfattende validering /kalibrering af Daisy modellen på baggrund af data fra 25 forsøgsdatasæt omfattende i alt 140 årlige opgørelser af N gødskning, N udbytter og N udvaskning under forskellige klima og jordbundsforhold (Børgesen, 2009). Forsøgene omfatter både efterafgrøde forsøg, forsøg hvor der er variation i N gødsknings niveau, klimaforhold, jordtype og sædskifte. Markforsøgene er overvejende handelsgødede sædskifter. Resultaterne af forsøgene vurderes til bedst at kunne repræsenterer planteavlssædskifter, da der primært er kornafgrøder der indgår i sædskifterne.

I figur 1 er vist et uddrag af resultaterne fra validering /kalibrering af Daisy modellen (Børgesen, 2009). Figuren viser sammenhængen mellem den årlige udvikling i jordens organiske N pulje (opgjort ud fra en N balance korrigeret for forskel i N-min ved start og slut på forsøget) og så lerindholdet i pløjelaget (Figur 1 th). I figur 1 (tv) er også vist den gennemsnitlige udvikling i jordens organiske N pulje som funktion af lerindholdet i pløjelaget. Figuren viser at der er en tendens til at med større lerindhold i pløjelaget, forekommer der en større nedgang i jordens organiske N puljer. Af figur 1 ses at korrelationen ikke er særlig god mellem lerindhold og udviklingen i jordens organiske pulje, hvorimod trenden er entydig. Den store variation forklares overvejende ved forskelle i sædskifter. Samme tendens som der ses i Figur 1 ses også i kvadratnetundersøgelsen (Heidmann et al., 2001) for forskellige jordtyper.

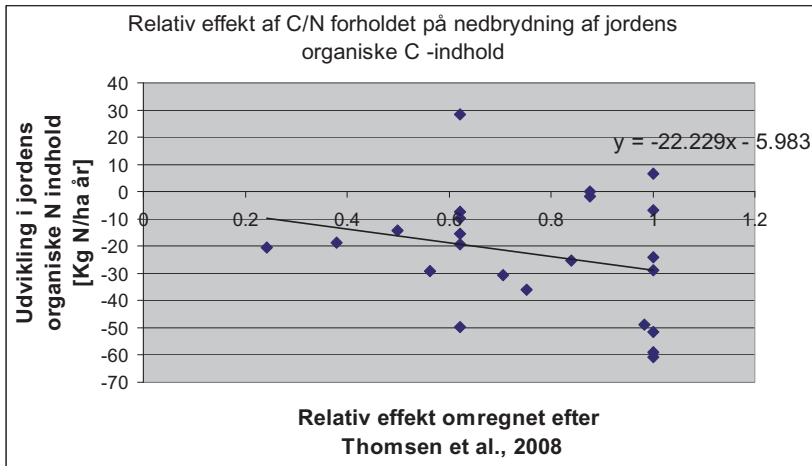


Figur 1. Udvikling i jordens organiske N pulje som funktion af pløjelagets lerindhold for 25 forsøg Børgesen 2009, Under udarbejdelse)

Thomsen et al., 2008 viste, at for en række jordtyper kunne omsætningshastigheden af organisk stof i jorden beskrives ud fra C/N forholdet i jordens pløjelag. Da C/N forholdet i pløjelaget er korreleret til jordens lerindhold, er der for de 25 forsøg opstillet en generel sammenhæng mellem den relative omsætningshastighed, omregnet ud fra C/N forholdet i pløjelaget, også udviklingen i jordens organiske N pulje. Af figur 2 ses denne sammenhæng ved et højere C/N forhold forekommer en mindre negativ udvikling i jordens organiske pulje. Trenden er således den samme som for lerindholdet i pløjelaget. I figur 2 ses dette eksempelvis ved en relativ effekt på 0,5 er lig med et C/N forholdet = 14 og en udviklingen i jordens organiske N puljer på $-15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Hvis C/N forholdet er på 10 fås en relativ effekt =1 (X-aksen) og her er nedbrydningen i jordens organiske puljer på ca. $-30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

I opstillingen af Daisy databasen er der i samråd med Christensen, 2008 (pers. komn) og Pederesen, 2008 (pers. komn.) valgt, at anvende metoden vist i figur 2 som udgangspunkt for relation mellem nedbrydning af jordens organiske pulje også jordtypen.

For alle jordtyper anvendt for de fem Geo-regioner (Bilag 2 jordbundsdata) er der gennemført en kalibrering af fordelingen af SOM puljerne således at udviklingen i jordens organiske stofindhold følger sammenhængen vist i figur 2. I kalibreringen er den relative fordeling mellem SOM1 (langsom omsættelige pulje) og SOM2 (hurtig omsættelig pulje) været konstant (1:1) og SOM3 (Pulje af inert organisk humus) er blevet varieret. Kalibreringen følger i øvrigt anbefalingerne for metode til kalibrering af puljefordeling angivet i Styczen et al., 2006. Kalibreringen følger således ikke antagelsen om en nul-udvikling i jordens organiske N, For sædskifter med vedvarende græs er der antaget, at der ingen udvikling forekommer i jordens organiske C eller N puljer. Her er der anvendt et andet forhold mellem SM1:SOM2 og SOM3 for vedvarende græs som for afgrøder i omdrift.



Figur 2. Udviklingen i jordens organiske pulje beskrevet med relationen mellem C/N forhold i jorden og relativ effekt på omsætningen af kulstof efter Thomsen et al., 2008

Kalibrering af denitrifikation i Daisy modellen

Daisy modellen modelberegner denitrifikationen som en funktion af dels omsætningen af organisk stof i jorden (udtrykt ved CO₂ frigivelses raten) samt vandmætningsgraden af jorden udtrykt som relativ vandmætning. I SimDen rapporten (Vinter & Hansen 2004) er tre forskellige metoder til beskrivelse af vandmætnings betydning for den Daisy denitrifikation afprøvet og sammenlignet med en SimDen beregnet denitrifikation. I modelberegninger med Daisy modellen for de tidligere omtalte 25 forsøg, fandtes en dårlig sammenhæng mellem den Daisy modelberegnete denitrifikation, hvor der anvendtes standard parametre for vandmætningsgraden (Vinter & Hansen 2004) og så en SimDen beregnet denitrifikation. Det skyldes sandsynligvis at der anvendes kalibrerede hydrauliske parametre i kalibreringen/valideringen, hvor der i Vinter & Hansen 2004 anvendtes standard af de hydrauliske parametre for standard jorde fra Styczen et al., 2006. For hver typejord er der foretaget en kalibrering af Daisy modellens således at den Daisy simulerede denitrifikationen for vinterhvede gødet med handelsgøning er på niveau med den SimDen beregnede denitrifikation.

Referencer

- Børgesen, C.D. 2009. Kalibrering og validering af Daisy modellen på 25 mark forsøgsserier dyrket under varierende klima og jordbundsforhold. DJF rapport under udarbejdelse.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport nr. 54, Markbrug, 73 pp.
- Styczen, M., Hansen, S., Jensen, L.S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C.D., Thirup, C. & Østergaard, H.S. 2006. Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.2, april 2006. DHI Institut for Vand og Miljø. 62 pp.
- Thomsen, I.K., Petersen, B.M., Bruun, S., Jensen, L.S. & Christensen, B.T. 2008. Estimating soil C loss potentials from C to N ratio. *Soil Biol. Biochem.* 40, 849-852.
- Vinther, F.P. & Hansen, S. 2004. SimDen – en simpel model til kvantificering af N₂-emmission og denitrifikation. DJF rapport nr.104. Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.

5 Modellering af kvælstofudvaskning i fem overvågningsoplande med rodzonemodellen Daisy

Lisbeth Elbæk Pedersen
Rikke Jensen
Peter Mejlhede Andersen
Ruth Grant
*Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet*

I forbindelse med midtvejsevalueringen af Vandmiljøplan III er der foretaget modellering af kvælstofudvaskningen fra rodzonen i fem små landbrugsdominerede vandløbsoplande indenfor det såkaldte Landovervågningsprogram. Dette er et delprogram under det Nationale Overvågningsprogram (NOVANA). Modelleringen er gennemført med rodzonemodellen Daisy version 3.68 for hver mark i de tre lerjords- og to sandjordsoplande i perioden 2003-2007.

For at eliminere effekten af varierende klima er modelleringen gennemført ved et standard klima.

5.1 Landovervågningsprogrammet

Landovervågningsprogrammet blev startet op i 1990 og havde til formål at eftervise effekten af de tiltag der blev iværksat under Vandmiljøplan I. Programmet blev etableret i 5 små landbrugsdominerede oplande (hvert på 5-10 km²), fordelt med tre lerjordsoplande på Lolland, Fyn og Øst Jylland og to sandjordsoplande i Nord- og Sønderjylland. Oplandene er udvalgt med henblik på at repræsentere landsgennemsnittet bedst muligt med hensyn til jordbund, klima og landbrugspraksis. Overvågningen består af årlige interviewundersøgelser om landbrugspraksis samt løbende målinger i samtlige dele af vandkredsløbet. Der måles næringsstofudvaskning fra rodzonen i 100 cm dybde ved 6-8 jordvandsstationer i hvert opland, næringsstofindhold i det øvre grundvand samt næringsstoftransport i vandløbene.

5.2 Opsætning af modellen

5.2.1 Opsætning og kalibrering af modellen på jordvandsstationerne

Modellen opsættes på hver jordvandsstation på baggrund af oplysninger om landbrugspraksis, jorddata, og klimadata. Oplysninger om landbrugspraksis (gødning, afgrøder og markoperationer) er indhentet fra de årlige interviewundersøgelser. Data for jordens tekstur og vandbevarende forhold stammer fra jordprofil undersøgelser, som blev gennemført ved hver station i 1990. Klimadata (døgnnedbør, temperatur og globalindstråling) for perioden 1990-2007 er indhentet fra DMI's klimagrid.

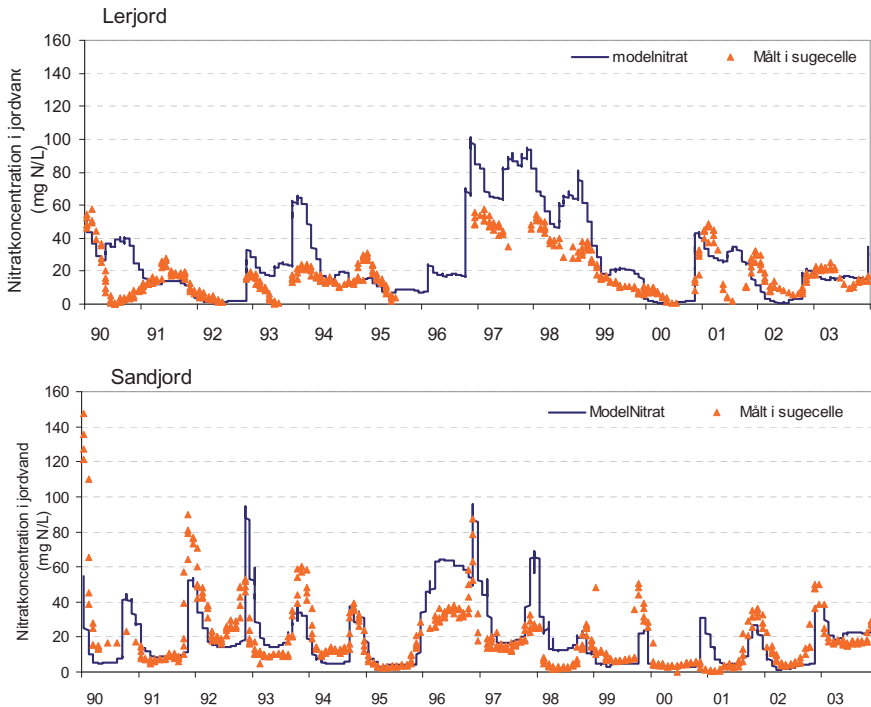
Bunden af rodzonen betegnes som den nedre rand, og denne fastlægges ud fra grundvandsniveauet. På lavtliggende arealer med højt grundvandsniveau modelleres den nedre rand med et vandstandsende lag og herover dræn, mens der for højtliggende arealer med dybere grundvandsniveau modelleres med fri afdræning. Desuden er der for nogle arealer med særlig højt grundvand anvendt den målte grundvandsstand fra pejlemålinger.

Kalibreringen

Vandbalancen i modellen er kalibreret i forhold til målinger af grundvandsstand og drænvandsafstrømning i de oplande hvor dræning forekommer. Kalibreringen er fortaget ved tilpasning af jordopsætningen og de nedre randbetingelser. Kvælstofbalancen er kalibreret i forhold til de udbytter som landmændene har oplyst for de enkelte marker samt i forhold til nitratkoncentratio-

nen målt i 100 cm under terræn. Kalibreringen er begrænset til at efterårssåede afgrøder holdes længere i vækst om efteråret, samt at væksten af vinterhvede og vårbyg er skruet lidt ned. Der er som udgangspunkt anvendt de samme afgrødeopsætninger i alle oplandene. Det har dog i oplandene på Lolland og Fyn været nødvendigt at anvende en lidt højere vækstrate for vinterhvede, da der ellers blev simuleret for lave udbytter. Figur 1 viser eksempler på resultatet af sådanne kalibreringer for henholdsvis en sand- og en lerjord.

På jorde med højt humusindhold (over ca. 3,0%) har det været nødvendigt at sætte en del af humusindholdet ind i en inert pulje, idet der ellers ville forekomme en egentlig afbrænding af jordens humusindhold. Dette antages ikke at forekomme på jorderne i landovervågningen, som har været afvandet og dyrket igennem flere årtier.



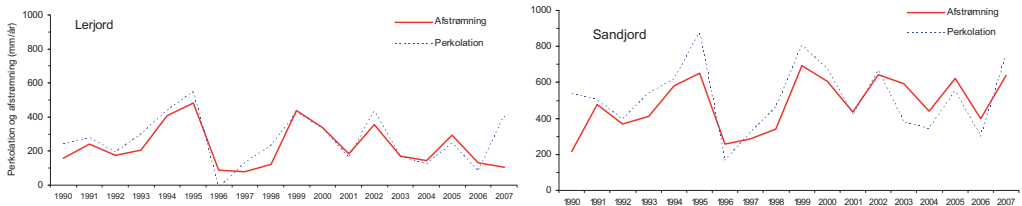
Figur 5. Eksempel på målt (i sugeceller) og simuleret nitratkoncentration (mg N/L) i en meters dybde på lerjord og sandjord

5.2.2 Oplandsmodellering og test mod vandløbsmålinger

Jordopsætningerne af Daisy på jordvandsstationerne anvendes på alle markerne i oplandene, idet de udbredes på baggrund af jordtypekort fra Danmarks Jordbrugsforskning og Jordartskort fra GEUS. På tilsvarende måde er der lavet en udbredelse af grundvandsforholdene i oplandet. Oplysninger om landbrugspraksis for hver enkelt mark i oplandene er hentet fra de årlige interviewundersøgelser. Klimainput er det samme som ved jordvandsstationerne. Der er nu gennemført en modelberegning for samtlige marker i oplandene. Denne såkaldte oplandsmodellering er kun foretaget på marker med landbrugsdrift, og kun på de marker, hvor der i perioden 1990-2007

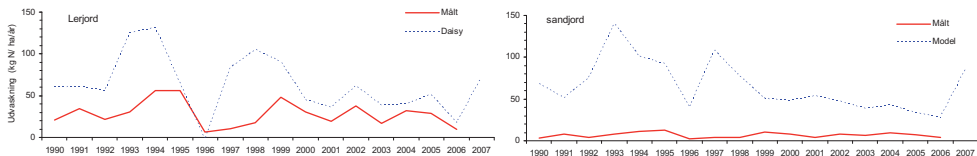
findes markoplysninger for mindst 15 år. Resultater fra oplandsmodelleringen er herefter testet mod målinger i vandløbene som vist i figur 2 og 3.

Den modelberegnete perkolation (nedsivning) fra landbrugsjordene og den målte vandløbsafstrømning har samme dynamik, både på lerjords- og sandjords oplande (figur 2). Perkolationen er lidt større end vandløbsafstrømningen i vandløbet. Dette skyldes at vandløbene også modtager vand fra skov, moser mm., som har større fordampning og dermed mindre perkolation end fra landbrugsarealerne.



Figur 2. Sammenligning af modelleret perkolation (nedsivning) fra rodzonen med afstrømningen til vandløbet for et lerjordsopland og et sandjordsopland

I lerjordsoplandene har den modellerede og den målte kvælstofudvaskning (også kaldet N-koefficienten) til vandløbet overvejende samme dynamik, figur 3. Den modellerede kvælstofudvaskning er dog større end N koefficienten til vandløbet. Dette skyldes først og fremmest at der forekommer en reduktion i vandets kvælstofindhold fra det forlader rodzonen til det når ud i vandløbet. Derudover har det også betydning, at der ikke er modelleret på skov, moser mm., som har en mindre udvaskning end fra landbrugsarealer.



Figur 3. Sammenligning af modelleret N-udvaskning fra rodzonen med målt N-koefficient til vandløbet for et lerjordsopland og et sandjordsopland

I sandjordsoplandene er den målte N-koefficient til vandløbet lav, og der er en forsinkelse i dynamikken i forhold den modellerede udvaskning på nogle år (figur 3). Den modellerede kvælstofudvaskning fra rodzonen er betydelig større end den målte N-koefficient til vandløbet. Dette er forventeligt på grund af en lang transportvej fra vandet forlader rodzonen til det når ud til vandløbet på sandjorde. Dette giver basis for en betydelig reduktion i vandets kvælstofindhold. Et højt grundvandspejl og et højt indhold af jern i det specifikke opland vist i tabel 3 har også betydning for kvælstofreduktionen.

5.2.3 Konklusion

Det vurderes at oplandsmodelleringen ser fornuftig ud i forhold til målinger i rodzonen og vandløbsmålinger, hvorfor de valgte modelopsætninger anvendes nedenfor til evalueringen af udviklingen i kvælstofudvaskning fra rodzonen.

5.3 Klimanormalisering af modelleringen

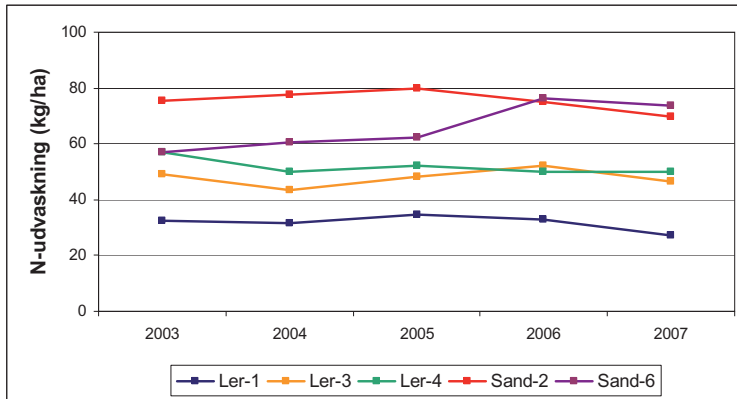
For at vurdere effekten af ændret landbrugspraksis på kvælstofudvaskningen er det nødvendigt at gennemføre modelberegningen ved et fastholdt klima. Ved midtvejsevalueringen af VMPIII er det valgt at anvende klimaperioden 1990-2005 som standardklima. Landbrugsdata modelleres for perioden 2003-2007 og der medtages en opvarmningsperiode 1992-2002. Alle landbrugsdata modelleres med alle års klima (betegnet klima permutering), som vist i tabel 1.

Tabel 19. Oversigt der viser hvordan klima år og landbrugsdata forskubbes i forhold til hinanden

Permut1		Permut2		Permut3		...	Permut15		Permut16	
Landbrug	Klima	Landbrug	Klima	Landbrug	Klima	...	Landbrug	Klima	Landbrug	Klima
1992	1990	1992	2005	1992	2004	...	1992	1992	1992	1991
1993	1991	1993	1990	1993	2005	...	1993	1993	1993	1992
1994	1992	1994	1991	1994	1990	...	1994	1994	1994	1993
1995	1993	1995	1992	1995	1991	...	1995	1995	1995	1994
1996	1994	1996	1993	1996	1992	...	1996	1996	1996	1995
1997	1995	1997	1994	1997	1993	...	1997	1997	1997	1996
1998	1996	1998	1995	1998	1994	...	1998	1998	1998	1997
1999	1997	1999	1996	1999	1995	...	1999	1999	1999	1998
2000	1998	2000	1997	2000	1996	...	2000	2000	2000	1999
2001	1999	2001	1998	2001	1997	...	2001	2001	2001	2000
2002	2000	2002	1999	2002	1998	...	2002	2002	2002	2001
2003	2001	2003	2000	2003	1999	...	2003	2003	2003	2002
2004	2002	2004	2001	2004	2000	...	2004	2004	2004	2003
2005	2003	2005	2002	2005	2001	...	2005	2005	2005	2004
2006	2004	2006	2003	2006	2002	...	2006	1990	2006	2005
2007	2005	2007	2004	2007	2003	...	2007	1991	2007	1990

Permuteringen er lavet ved at forskubbe datoerne i klimafilen. Værdierne for skuddagene er fastholdt i stedet for at tilføje en default værdi. Oplandet i Sønderjylland har som det eneste opland grundvandsfiler som input for den nedre rand. Grundvandsfilerne er blevet permuteret efter den samme metode som klimaet ved at forskubbe datoerne. Da dette opland har et meget højt grundvandsspejl, hvilket ikke er repræsentativt for sandjorde i Danmark, er der lavet en modellering hvor grundvandet er sænket 50 cm i forhold til det målte.

Den årlige udvaskning for hvert opland beregnes som et arealvægtet gennemsnit af de 16 forskellige kørsler. Resultater af denne beregning er vist i figur 4 for de 5 oplande.



Figur 4. Modelberegnet N-udvaskning ved et gennemsnitsklima for 1990-2005 for tre lerjordsoplande og 2 sandjordsoplande i Landovervågningen. Beregningen er opgjort på kalenderår

5.4 Opskalering til landsplan

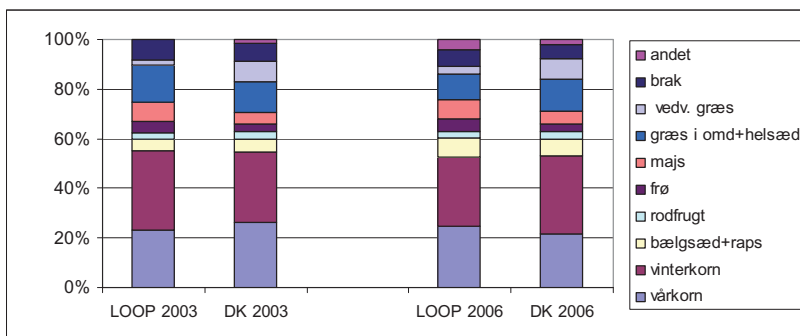
5.4.1 Oplandenes repræsentativitet

De to sandjordsoplande er fortrinsvis klassificeret som grovsandsjorde, mens de tre lerjordsoplande fortrinsvis er sandblandede lerjorde. Jordtypefordelingen på landsplan er givet ved 24% grovsandede jorde (JB 1-2), 38% lerblandede sandjorde (JB 3-4), og 38% lerjorde (JB 5-7).

Sandjordsoplandene i Landovervågningen repræsenterer JB 1-2 arealet i Danmark, og lerjordsoplandene repræsenterer JB 5-8 arealet. Det antages at et gennemsnit af sand- og lerjordsoplandene repræsenterer JB 3-4 arealet. For at få et repræsentativt landsdækkende datamateriale m.h.t. jordtyper skal sandjordsoplandene vægtes med ca. 40% og lerjordsoplandene med ca. 60%. Denne vægtning er foretaget i de følgende sammenstillinger. Det kan dog give en mindre skævvridning idet der ikke er en lineær sammenhæng mellem jordtype og kvælstofudvaskning.

Ved den nævnte vægtning af oplandene ses at afgrødefordelingen i oplandene er meget tæt på afgrødefordelingen på landsplan (figur 5). Dog er der en lille forskydning mellem vårkorn og vinterkorn, men summen af disse to afgrøder er ens for oplandene og på landsplan. Endvidere er der lidt mere majs og en smule mindre vedvarende græs i oplandene end på landsplan. Forskellen vurderes at være af minimal betydning for udvaskningen.

Den totale tilførsel af kvælstof er beregnet som kvælstof tilført med handelsgødning, husdyrgødning og N fiksering. Endvidere er der, for at eliminere effekten af klimavariationer, tillagt det gødningsforbrug landmændene skulle trække fra pga. den årlige kvælstof-prognose (tabel 2). Det fremgår at den totale tilførsel af N til oplandene i perioden for 2003-2006 har ligget på omtrent samme niveau som for hele landet. 2007 er ikke medtaget, idet en udvaskningsberegning for dette dyrkningsår også ville kræve landbrugsdata for første halvdel af 2008, og disse foreligger på tidspunktet for VM P III midtvejs-evalueringen.



Figur 5. Sammenligning af afgrødefordelingen i landovervågningsoplandene og på landsplan for henholdsvis 2003 og 2006

Tabel 2. Sammenligning af totalinput (kg N/ha) af kvælstof i landovervågningsoplandene og for hele landet

	Landovervågningen				Hele landet			
	han-N+fix	husN	N-progn	total input	han-N+fix	husN	N-progn	total input
2003	87.7	83.5	-2.2	173.4	84.4	84.0	-2.2	170.6
2004	86.2	83.5	0.0	169.7	85.7	83.1	-0.7	169.5
2005	77.5	89.9	-3.1	170.6	86.4	81.7	-1.8	170.0
2006	74.8	92.5	-8.4	175.7	81.9	79.8	-9.1	170.8

Det konkluderes at opskalering ud fra jordtyperne giver et rimeligt billede af landbrugspraksis på landsplan.

5.4.2 Modelberegnet kvælstofudvaskning

Daisy er en dynamisk model der tilstræber at beskrive de faktiske forhold bedst muligt. Dette medfører at effekten af ét års dyrkningspraksis på kvælstofudvaskningen vil overlape med næste års dyrkning og gødskning. Denne problemstilling håndteres ved at opgøre udvaskningen og de øvrige tabsposter på kalenderår, hvorefter der midles over to på hinanden følgende år. Det vil sige at udvaskningen efter dyrkning i ét år opgøres som gennemsnittet af udvaskningen for året og det følgende år. Den modellerede udvaskning er efterfølgende korrigeret for effekten af det gødningsforbrug som landmændene skulle trække fra på grund af den årlige prognose, idet det antages at ca. 33% af denne gødningsmængde udvaskes. Herved fremkommer den modelberegne kvælstofbalance som vist i tabel 3.

Tabel 3. Modelleret kvælstofbalance (kg N/ha) for landovervågningsoplandene, 2003/04-2006/07

Dyrknings-år	udv-år	Gdn+fix	dep	total input	høst	Model N-udv	Effekt af N-progn	Korr. N-udv	denitr	NH ₃ -fordamp	delta
2003	2003/04	173.4	16.5	189.9	118.2	53,0	0,7	53,7	27,4	6,7	-15,8
2004	2004/05	169.7	16.6	186.3	118.5	53.4	0	53.4	27.5	6.7	-20.4
2005	2005/06	170.6	16.6	187.1	116.6	54.4	1,0	55.4	27.5	7.2	-20.5
2006	2006/07	175.7	16.6	192.2	109.7	54.4	2,8	57,2	26,9	7,4	-7,1

Det ses at den korrigerede udvaskning i oplandene har svinget mellem ca. 54 og 57 kg N/ha i perioden 2003/04-2006/07. Til opgørelse af udvaskningen for 2007/08 forefindes interviewdata endnu ikke for 2008.

Ved opskalering til landsplan fremkommer en kvælstofudvaskning fra landbrugsarealet, der varierer mellem ca. 148.000 og 157.000 tons N pr år for perioden 2003/4-2006/07, og der ses ingen entydig trend (tabel 4).

Tabel 4. Opskalering af modelberegnet kvælstofudvaskning i landovervågningsoplandene til landsplan. Opskaleringen er sket ud fra jordtypefordelingen

Dyrknings- År	udv-år	Landbrugsareal	Udvaskning	Udvaskning
		1000 ha	Kg N/ha	Opskaleret til landsplan Tons N
2003	2003/04	2761	53,7	148.321
2004	2004/05	2767	53,4	147.888
2005	2005/06	2777	55,4	153.945
2006	2006/07	2746	57,2	156.944
2007	2007/08	2730	*	

*udvaskningsberegning er ikke foretaget for 2007, idet det kræver interviewdata for første halvdel af 2008.

6 Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud I landbruget 1987-2007. Kvælstof, Fosfor, Kalium

Preben Olsen & Finn P. Vinther
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF), Aarhus Universitet opdaterer hvert år i november – december de seneste 20 års næringsstofbalancer på landsplan for landbrugets anvendelse af næringsstofferne kvælstof, fosfor og kalium, herunder beregning af overskuddet og udnyttelsen af de tre næringsstoffer.

Balancerne opstilles ud fra statistiske data, hovedsageligt på grundlag af landbrugsstatistikken i flg. Danmarks Statistik. Forskellen mellem de til- og fraførte mængder udgør overskuddet af det pågældende næringsstof, som beskrevet af Kyllingsbæk (2005)¹. For næringsstoffer, hvor et tab har en uheldig påvirkning af miljøet, er overskuddet, set over en årrække, en god indikator for udviklingen i landbrugets påvirkning af miljøet.

I forhold til tidligere offentliggjorte balancer er der foretaget en række mindre opdateringer, og to ændringer, som har større betydning for resultatet, skal nævnes her:

- Danmarks Statistiks foretog i efteråret 2007 en revurdering af landbrugets anvendelse af fiskeprodukter, hvor fiskeaffald blev reduceret med 30% og fiskemel med den del, der iflg. Plantedirektoratet anvendes til akvakultur. Dvs. at import af animalske fodermidler er reduceret, hvilket for alle tre næringsstoffer har resulteret i lavere overskud.
- Pr. 1. april 2005 blev der indført en afgift på foderfosfat. Afgiften, som administreres af Skatteministeriet, er siden afgiftens indførelse brugt som grundlag for beregning af foderfosfatforbruget. I forbindelse med VMPIII midtvejsevalueringen er der foretaget en genberegning af forbruget før 2005, hvilket har resulteret i et højere forbrug end tidligere vurderet.

Nedenfor er vist overskuddene pr. ha for det dyrkede areal samt udnyttelsen det seneste driftsår. Til sammenligning er vist gennemsnittet for de seneste 5 driftsår. På de følgende sider er vist resultaterne for tilførsel, fraførsel, overskud og udnyttelse af de tre næringsstoffer for de seneste 20 år. Endvidere er datagrundlaget for figurerne vist til sidst i rapporten.

Næringsstofoverskud 2006/07 og gennemsnit for de seneste 5 år

Næringsstof	Kg pr. ha	
	2006/07	2002/03-2006/07
Kvælstof	115	118
Fosfor	10	11
Kalium	30	30

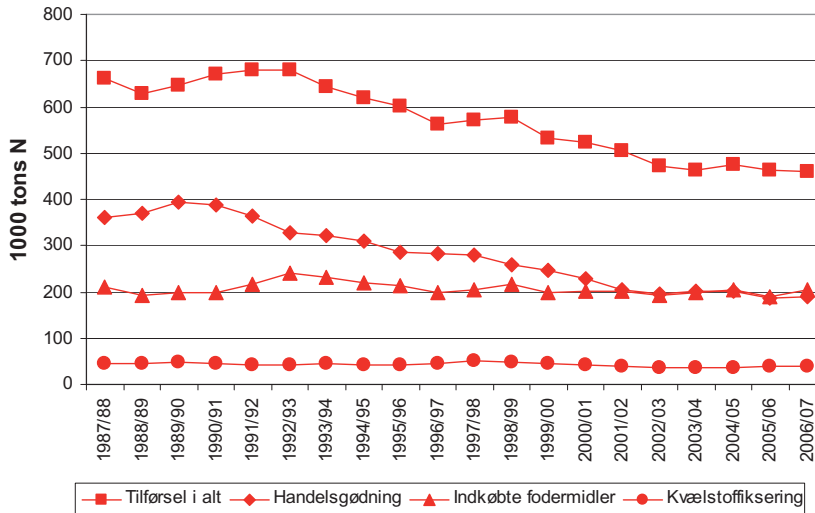
Næringsstofudnyttelse 2006/07 og gennemsnit for de seneste 5 år

Næringsstof	Fraført i pct. af tilført	
	2006/07	2002/03-2006/07
Kvælstof	37	37
Fosfor	59	57
Kalium	44	45

¹ Kyllingsbæk, A. (2005) Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud i dansk landbrug 1979-2002. DJF rapport 116, 100 pp.

6.1 Kvælstof

6.1.1 Tilførsel af kvælstof

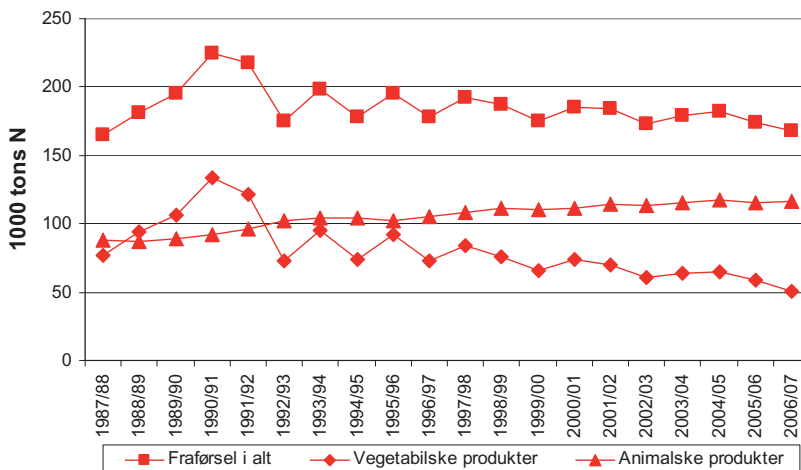


Figur 1. Tilførsel af kvælstof i alt og fra forskellige kilder²

- Den totale tilførsel af kvælstof har været faldende fra først i 1990'erne til 2003/04 og steg lidt i 2004/05, men er efterfølgende faldet til samme niveau som i 2003/04.
- Tilførslen med handelsgødning er faldet gennem hele perioden indtil 2001/02 og er derefter af samme størrelsesorden de følgende år.
- Tilførslen med henholdsvis indkøbte fodermidler og ved kvælstoffiksering er af samme størrelsesorden i hele perioden.

² Ved summering af kvælstoftilførslen fra de forskellige kilder er tilførslen med handelsgødning forskudt et driftsår frem, da gødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår. Eksempelvis er der ved summeringen af tilførslen for driftsåret 1987/88 anvendt tilførslen af handelsgødning indkøbt i driftsåret 1986/87 (er ikke vist i figuren)

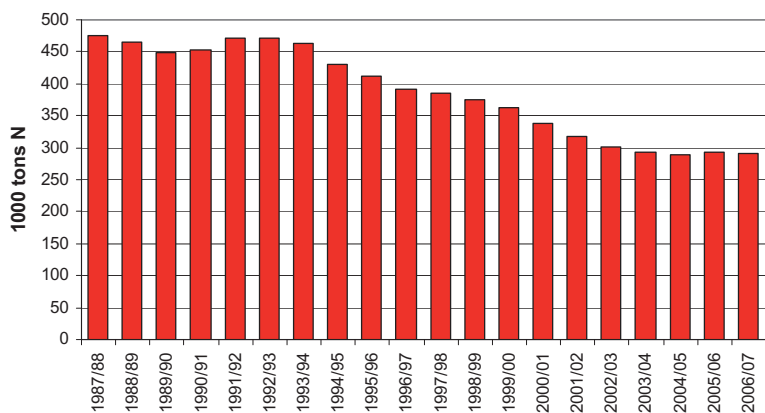
6.1.2 Fraførsel af kvælstof



Figur 2. Fraførsel af kvælstof i alt og fraførsel med vegetabiliske og animalske produkter

- Den totale fraførsel af kvælstof er steget indtil først i 1990'erne, men er derefter faldet til samme niveau som sidst i 1980'erne.
- Fraførslen med vegetabiliske produkter steg indtil først i 1990'erne, men er derefter faldet til noget under niveauet sidst i 1980'erne
- Fraførslen med animalske produkter er steget gennem hele perioden indtil de seneste år, hvor fraførslen har været mere eller mindre konstant. Siden først i 1990'erne har fraførslen været væsentlig større end fraførslen med planteprodukter.

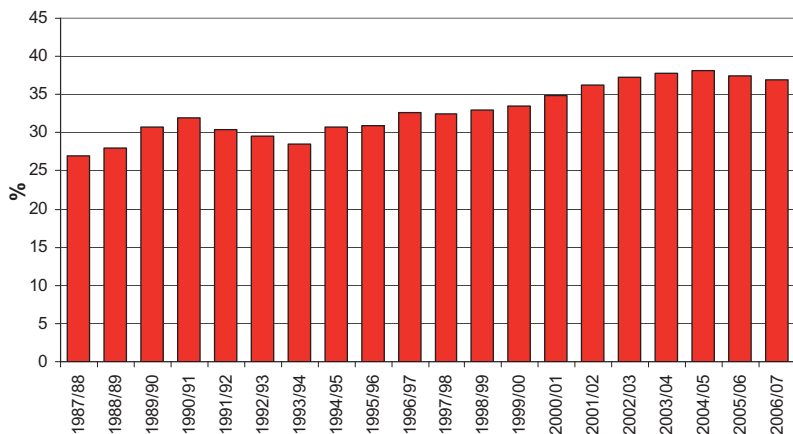
6.1.3 Kvælstofoverskud



Figur 3. Kvælstofoverskud, gennemsnit af 3 år; sidste driftsår dog kun gennemsnit af 2 år

- Kvælstofoverskuddet er faldet alle årene fra først i 1990'erne til 2003/04, men har været af nær samme størrelse de seneste år.

6.1.4 Kvælstofudnyttelse

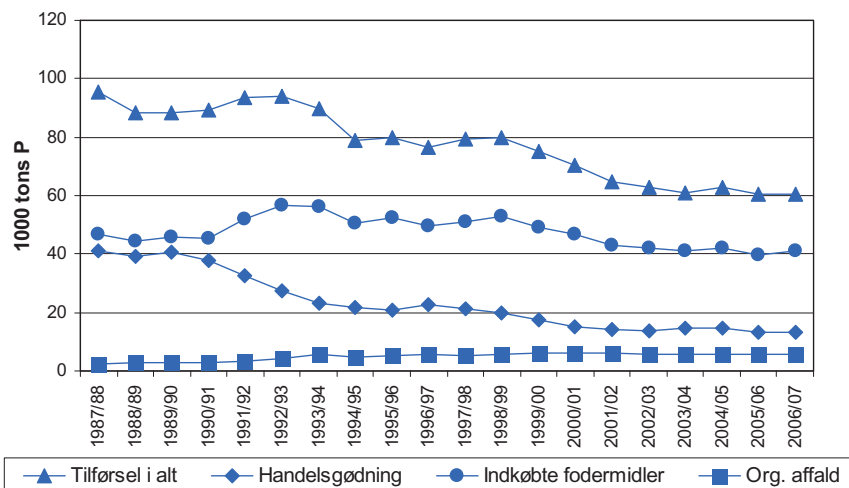


Figur 4. Kvælstofudnyttelse, gennemsnit af 3 år, sidste driftsår dog kun gennemsnit af 2 år

- Kvælstofudnyttelsen i landbrugsproduktionen er steget markant i perioden indtil 2004/05, hvorefter der observeres en svagt faldende tendens.

6.2 Fosfor³

6.2.1 Tilførsel af fosfor



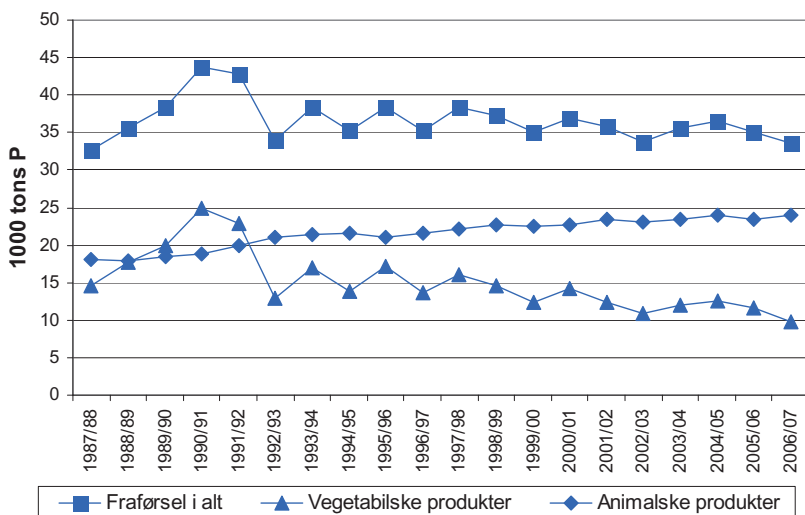
Figur 5. Tilførsel af fosfor i alt og fra forskellige kilder⁴

- Den totale tilførsel af fosfor har været faldende fra først i 1990'erne til 2003/04, steg lidt i 2004/05, men er efterfølgende faldet.
- Tilførslen med indkøbte fodermidler steg fra sidst i 1980'erne til først i 1990'erne, men har siden 2001/02 været på et lavere niveau end det var tilfældet ved udgangen af 1980'erne.
- Tilførslen med indkøbte fodermidler har siden først i 1990'erne været væsentlig større end tilførslen med handelsgødning, og udgør i dag ca. 2/3 af den samlede tilførsel.
- Tilførslen med affald er fordoblet i perioden, men udgør kun en lille del af den samlede tilførsel.

³ For yderligere detaljer omkring fosfor henvises til VMPIII baggrundsnotat "Udviklingen i landbrugets fosforoverskud og forbruget af foderfosfat".

⁴ Som fodnote 2.

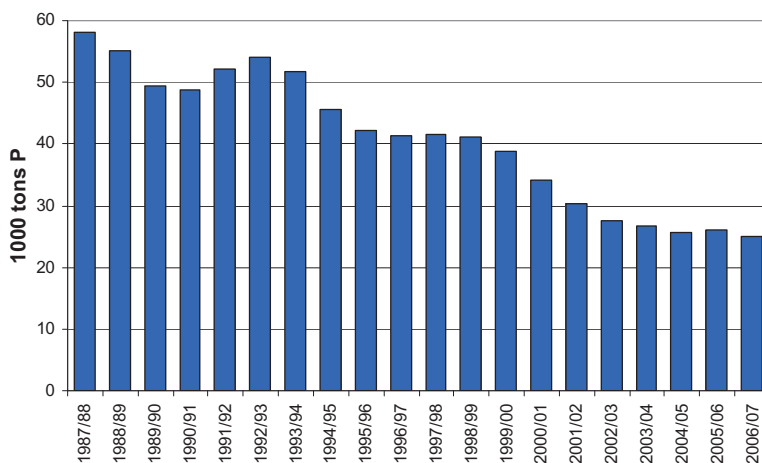
6.2.2 Fraførsel af fosfor



Figur 6. Fraførsel af fosfor i alt samt fraførsel med vegetabiliske og animalske produkter

- Den totale fraførsel af fosfor har været mere eller mindre konstant siden starten af 1990'erne.
- Fraførslen med vegetabiliske produkter har været svagt faldende siden starten af 1990'erne.
- Fraførslen med animalske produkter har været svagt stigende siden starten af 1990'erne.

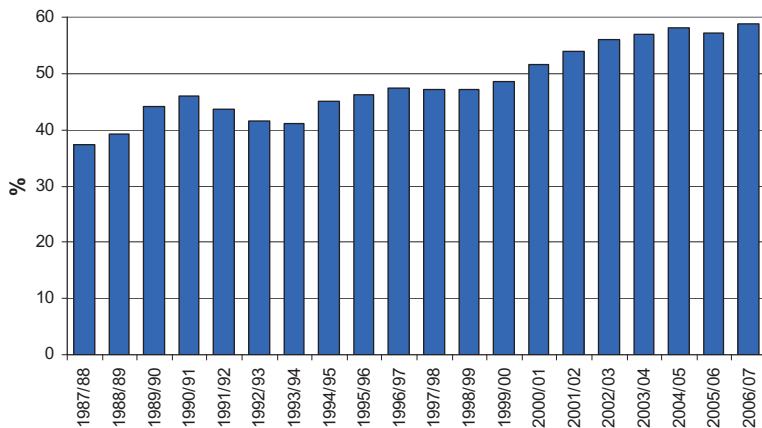
6.2.3 Fosforoverskud



Figur 7. Fosforoverskud, gennemsnit af 3 år; inkl. det sidste driftsår 2006/07

- Fosforoverskuddet er reduceret med knapt 60% i den viste periode⁵.

6.2.4 Fosforudnyttelse



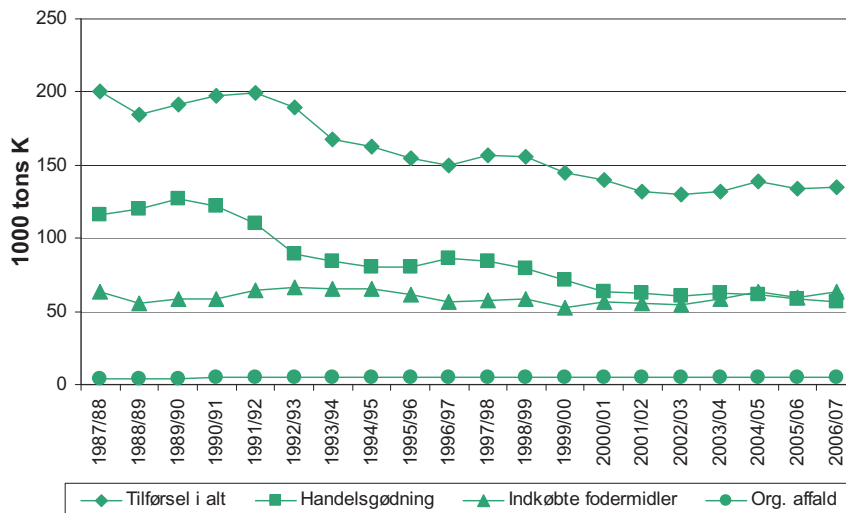
Figur 8. Fosforudnyttelse, gennemsnit af 3 år; inkl. det sidste driftsår 2006/07

- Fosforudnyttelsen i landbrugsproduktionen er steget markant igennem de seneste 20 år.

⁵ For yderligere detaljer omkring fosfor henvises til VMPIII baggrundsnotat "Udviklingen i landbrugets fosforoverskud og forbruget af foderfosfat".

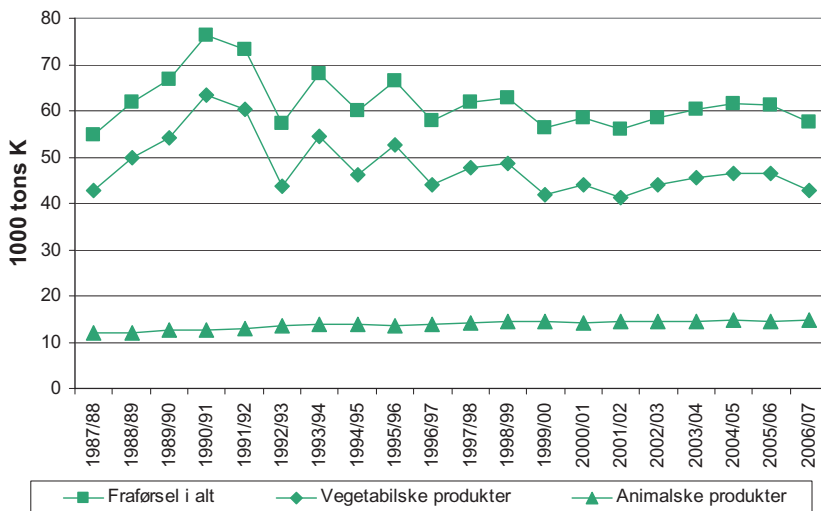
6.3 Kalium

6.3.1 Tilførsel af kalium



Figur 9. Tilførsel af kalium i alt og fra forskellige kilder⁶

6.3.2 Fraførsel af kalium



Figur 10. Fraførsel af kalium i alt og fraførsel med vegetabiliske og animalske produkter

⁶ Som fodnote 2.

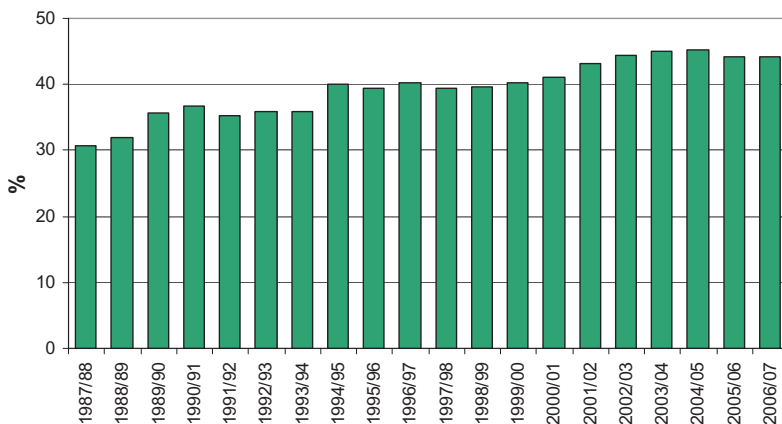
6.3.3 Kaliumoverskud



Figur 11. Kaliumoverskud, gennemsnit af 3 år; sidste driftsår dog kun gennemsnit af 2 år

- Kaliumoverskuddet er faldet alle årene fra først i 1990'erne til 2002/03, og har været af samme størrelse de seneste år.

6.3.4 Kaliumudnyttelse



Figur 12. Kaliumudnyttelse, gennemsnit af 3 år; sidste driftsår dog kun gennemsnit af 2 år

- Kaliumudnyttelsen i landbrugsproduktionen er steget markant i perioden indtil 2003/04, hvorefter der observeres en svagt faldende tendens.

Kvælstof

Kvælstoftilførsel, kvælstoffraførsel, kvælstofoverskud og kvælstofudnyttelse.

Driftsår	Tilførsel		Fraførsel			Kvælstofoverskud		Dyrket areal minus brak	Kvælstofoverskud pr. ha		Kvælstofudnyttelse	
	Gødning*, atmosfære og N-fiksering	Indkøbte fodermidler	I alt	Vegetabiliske produkter	Animalske produkter	I alt	Årlig		Gns. 3 år**	Årlig	Gns. 3 år**	Årlig
	tons N		tons N		tons N		ha	kg N		%		
1987/88	451349	211258	662607	76991	87591	164582	2799902	177.9	169.4	24.8	26.9	
1988/89	437942	191611	629554	93652	87180	180831	2786603	161.0	167.2	28.7	27.9	
1989/90	449834	197288	647122	106126	89383	195009	2774127	162.8	161.3	30.2	30.8	
1990/91	473305	197987	671292	133408	91612	225020	2788276	160.1	163.4	33.5	31.9	
1991/92	463328	217174	680502	121003	96113	217117	2769657	167.3	170.3	31.9	30.4	
1992/93	441316	239770	681086	73095	101905	175000	2756327	183.6	171.1	25.7	29.5	
1993/94	410434	232826	643260	94859	103895	198754	2738559	162.3	169.9	30.9	28.5	
1994/95	400358	219172	619530	73878	104623	178501	2691174	163.9	162.7	28.8	30.7	
1995/96	386998	214418	601416	92376	102687	195064	2509555	161.9	159.5	32.4	30.9	
1996/97	365239	197961	563200	72847	104874	177721	2525333	152.6	154.7	31.6	32.6	
1997/98	367045	205175	572220	84375	108256	192631	2540614	149.4	152.1	33.7	32.5	
1998/99	360786	216243	577029	75903	110881	186784	2530418	154.2	149.7	32.4	33.0	
1999/00	334700	198926	533626	65379	110170	175549	2461143	145.5	145.8	32.9	33.5	
2000/01	321126	201548	522674	73871	110938	184809	2455687	137.6	137.5	35.4	34.9	
2001/02	303113	201018	504130	69769	114334	184103	2473749	129.4	129.3	36.5	36.2	
2002/03	278594	192093	470687	60449	112917	173366	2460786	120.8	122.2	36.8	37.3	
2003/04	266580	197543	464123	63720	115063	178782	2451122	116.4	119.1	38.5	37.9	
2004/05	270843	205250	476092	64813	117288	182100	2448332	120.1	116.8	38.2	38.1	
2005/06	272199	190173	462372	58669	114986	173655	2532036	114.0	116.5	37.6	37.4	
2006/07	257764	203851	461615	51067	116783	167850	2543005	115.5	114.8	36.4	37.0	

* Ved summeringen er handelsgødning forskudt et år frem, da gødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår.

** For sidste driftsår gennemsnit af 2 år (sidste og foregående år).

Fosfor

Fosfortilførsel, fosforfraførsel, fosforoverskud og fosforudnyttelse.

Driftsår	Tilførsel		Fraførsel		Fosforoverskud		Dyrket areal minus brak ha	Fosforoverskud pr. ha		Fosforudnyttelse		
	Gødning* og atm	Indkøbt fodermidler	I alt	Vegetabiliske produkter	Animalske produkter	I alt		Årlig	Gns. 3 år**	Årlig	Gns. 3 år**	Årlig
----- tons P ----- kg P ----- % -----												
1987/88	48780	46608	95388	14519	18069	32587	58111	22.4	20.7	279902	34	37
1988/89	43779	44332	88111	17625	17945	35570	55190	18.9	19.8	2786603	40	39
1989/90	42577	46000	88577	19911	18437	38348	50230	18.1	17.8	2774727	43	44
1990/91	43819	45434	89253	24877	18909	43786	48848	16.3	17.6	2788276	49	46
1991/92	41507	52060	93567	22861	19858	42719	50848	18.4	18.8	2769657	46	44
1992/93	37386	56809	94194	12913	21048	33961	60234	21.9	19.6	2756327	36	42
1993/94	33524	56091	89615	16971	21384	38354	51737	18.7	18.9	2738559	43	41
1994/95	28379	50641	79020	13764	21540	35304	43716	16.2	17.2	2691174	45	45
1995/96	27353	52663	80016	17234	21091	38325	41691	16.6	16.4	2509555	48	46
1996/97	26742	49653	76395	13683	21539	35222	41173	16.3	16.3	2525333	46	47
1997/98	28309	51001	79310	16096	22228	38324	40986	16.1	16.4	2540614	48	47
1998/99	27087	52756	79843	14619	22701	37320	42523	16.8	16.4	2530418	47	47
1999/00	26044	48981	75026	12444	22593	35037	39989	16.2	15.6	2461143	47	49
2000/01	23575	46828	70402	14118	22708	36827	34081	13.7	13.8	2455687	52	52
2001/02	21498	42991	64489	12356	23454	35810	28679	11.6	12.3	2473749	56	54
2002/03	20457	42200	62656	10798	23047	33845	28811	11.7	11.2	2460786	54	56
2003/04	19756	41016	60771	12076	23520	35596	25176	10.3	10.9	2451122	59	57
2004/05	20655	42258	62912	12607	23957	36565	26347	10.8	10.4	2448332	58	58
2005/06	20761	39850	60610	11572	23486	35058	25552	10.1	10.4	2532036	58	57
2006/07	19161	41082	60243	9735	23901	33637	26606	10.5	9.9	2543005	56	59

* Ved summeringen er handelsgødning forskudt et år frem, da gødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår.

** Omfatter også sidste driftsår (2006/07), idet der i fm. med VMPIII midtvejsevalueringen er beregnet en prognose for udviklingen i fosforoverskudet, således at der foreligger foreløbige data for 2007/08 (se VMPIII baggrundsnotat "Udviklingen i landbrugets fosforoverskud og forbruget af foderfosfat")

Kalium

Kaliumtillførsel, kaliumfraførsel, kaliumoverskud og kaliumudnyttelse

Driftsår	Tillførsel		Fraførsel			Kaliumoverskud		Dyrket areal minus brak	Kaliumoverskud pr. ha		Kaliumudnyttelse		
	Gødning* og atm	Indkøbt fodermidler	I alt	Vegetabiliske produkter	Animalske produkter	I alt	Årlig		Gns. 3 år**	Årlig	Gns. 3 år**	Årlig	Gns. 3 år**
----- tons K ----- % -----													
1987/88	137500	63227	200727	42895	12013	54907	145819	133503	2799902	52.1	47.6	27.4	30.6
1988/89	128960	55641	184601	49846	11709	61775	122827	131064	2786603	44.1	47.0	33.5	31.9
1989/90	133022	58249	191271	54103	12623	66727	124545	122962	2774127	44.9	44.2	34.9	35.6
1990/91	139365	58304	197668	63428	12726	76154	121514	124051	2788276	43.6	44.7	38.5	36.7
1991/92	134709	64630	199339	60225	13020	73246	126093	126591	2769657	45.5	45.7	36.7	35.2
1992/93	122769	66738	189507	43772	13570	57342	132165	119300	2756327	47.9	43.3	30.3	35.9
1993/94	101816	65928	167744	54402	13701	68103	99641	111518	2738559	36.4	40.8	40.6	35.9
1994/95	97574	65080	162654	46126	13779	59905	102749	96984	2691174	38.2	36.6	36.8	40.1
1995/96	93378	61549	154927	52693	13671	66364	88563	94414	2509555	35.3	36.6	42.8	39.4
1996/97	93248	56609	149857	44102	13823	57925	91932	91734	2525333	36.4	36.3	38.7	40.3
1997/98	99364	57110	156474	47649	14117	61766	94708	93131	2540614	37.3	36.8	39.5	39.5
1998/99	97216	58409	155625	48529	14344	62874	92751	91921	2530418	36.7	36.6	40.4	39.6
1999/00	92032	52582	144614	41994	14316	56311	88303	87587	2461143	35.9	35.3	38.9	40.3
2000/01	83741	56317	140058	44053	14299	58352	81706	81995	2455687	33.3	33.3	41.7	41.0
2001/02	76527	55329	131856	41333	14549	55881	75974	76214	2473749	30.7	30.9	42.4	43.1
2002/03	75197	54371	129567	44117	14488	58605	70962	72997	2460786	28.8	29.6	45.2	44.4
2003/04	73573	58659	132232	45564	14615	60179	72053	73478	2451122	29.4	30.0	45.5	45.0
2004/05	75236	63578	138814	46589	14805	61395	77419	74027	2448332	31.6	29.9	44.2	45.2
2005/06	74122	59644	133765	46562	14595	61157	72609	75014	2532036	28.7	30.3	45.7	44.2
2006/07	71688	63346	135034	42716	14814	57531	77504	75056	2543005	30.5	29.6	42.6	44.2

* Ved summeringen er handelsgødning forskudt et år frem, da gødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår.

** For sidste driftsår gennemsnit af 2 år (sidste og foregående år).

7 Revurdering af ammoniakemissionen 2003-2007

Steen Gyldenkærne
Rikke Albrechtsen
Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Nedenstående findes en revurdering af ammoniakemissionen for 2003 til 2007. Revurderingen betyder at ammoniakemissionen nedskrives med 15-17% for årene 2003 til 2007. Den største reduktion skyldes at ammoniakemissionen fra afgrøder er justeret ned. Ammoniakemissionen fra afgrøder er ikke omfattet af EU's National Emission Ceiling (NEC-direktivet). For emissionen fra husdyrgødning er reduktionen 5-8% i perioden. Der er endnu ikke foretaget en genberegning for tidligere år. I revurderingen er der foretaget følgende korrektioner:

1. Som følge af normtallene for husdyrgødning er overgået fra Total-N princippet til at TAN-baseret er emissionen i 2007 opgjort på baggrund af TAN i flydende husdyrgødning mens emissionen for fast gødning er beregnet på baggrund af Total-N da det ikke har været muligt at estimere ammoniakemissionsfaktorer for fast gødning på baggrund af TAN-indholdet. TAN (Total Ammonical Nitrogen) omfatter den uorganiske del af kvælstoffet i husdyrgødningen, dvs. NH_3 og NH_4^+ . For 2003 til 2006 er opgørelsen fra stald og lager baseret på Total-N og derfor uændret, se dog punkt 2.
2. Landscentret har revurderet afgræsningsperioden for malkekvæg og kvier. Tidligere var det vurderet at 15% af gødningen fra malkekvæg og 54% af udskilt N blev afsat på græs. Dette er nu nedjusteret til at være 5% hhv. 36%. Det må formodes at denne ændring er sket glidende. Derfor er afgræsningsperiodens længde justeret lineært i perioden 2002-2007. Det betyder at der i 2003-2006 er sket en ændring i emissionen i forhold til tidligere som følge af at der forskellige emissionsfaktorer for om kvæget er på stald eller på græs.
3. For emission fra lageret for 2007 er anvendt den seneste version af udkast til DJF rapport omkring af ammoniakemission fra lager og udbringning, dateret 23. okt. 2008 (Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning, Hansen et al. 2008.)
4. For emission fra udbringning for perioden 2003 til 2007 er anvendt den seneste version af udkast til DJF rapport omkring af ammoniakemission fra lager og udbringning, dateret 23. okt. 2008 (Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning, Hansen et al. 2008.) i kombination med NH_4 -tallene for N ab lager for de pågældende år. Der er taget hensyn til at en vis mængde af gyllen er forsuret. Der er ikke korrigeret for ændrede ammoniakemissioner som følge af gylleseparation, da det ikke er muligt at vurdere lagringsforholdene på den separerede fraktion.
5. Emissionen fra mink har hidtil været opgjort med et tab fra stald på 25% af N ab dyr. For gyllebaserede systemer har det vist sig at denne er underestimeret. Et bedre estimat er 36% (Hanne D. Poulsen, DJF, pers. komm.) hvilket er indført for årene 2003-2006. Dette medfører en stigning i NH_3 emissionen fra mink på ca. 1200 tons per år.
6. Emissionen fra handelsgødning er genberegnet på baggrund af emissionsfaktorer fra den nye Guide Book fra EMEP/CORINAIR som forventes accepteret på TFEIPs møde i Milano, Italien, 10-11. november 2008.
7. Emissionen fra afgrøder er ændret fra hidtil at være 5 kg per ha for årlige afgrøder og 3 kg per ha for græs til 2 kg hhv. 0,5 kg efter et litteraturstudium. Tidligere blev der endvidere skelnet mellem konventionelle og økologiske brug. Denne sondring er udeladt således at emissionsfaktoren er ens for alle brug.
8. Ammoniakfordampning fra ammoniakbehandlet halm og slam er ikke ændret. Emissionen fra slam udbragt på landbrugsjord er skønnet for 2007, idet Miljøstyrelsen ikke har været i stand til at levere data i indeværende år.

I Tabel 1 er gengivet ammoniakemissionen for 2003-2007. I Tabel 2 er tallene delt op på kvæg, svin og andre husdyr. Tabel 3 angiver de tidligere afrapporterede og Tabel 4 forskellen mellem den gamle opgørelse og den nye opgørelse. Samlet set er der et fald i emission på ca. 10% fra 2003 til 2007. Fra 2006-2007 er der imidlertid en forskydning hvor kvæget udviser en stigning på 15% kombineret med at svinene falder med 9%. For kvægets vedkommende skyldes stigningen primært en stor stigning i normtallene for N udskillelse for både malkekvæg og opdræt. Nedgangen i emissionen fra lager fra 2004 til 2005 skyldes indarbejdelse af nye emissionsfaktorer for lagring af fast husdyrgødning. Denne emissionsfaktor er ikke anvendt for alle år. Korrektionen i emissionsfaktoren for mink på gyllebaserede systemer medfører en stigning på ca. 800-1000 tons per år fra mink afhængig af omfanget af gyllebaserede systemer.

Tabel 1. Ammoniakemissionen for 2003-2007, tons NH₃-N/år

	2003	2004	2005	2006	2007
Husdyrgødning, stald	30.000	31.631	30.231	29.119	29.847
Husdyrgødning, lager	9.188	9.308	7.320	7.050	6.412
Husdyrgødning, udbringning	16.690	14.900	15.001	14.549	14.550
Husdyrgødning, afgræsning	2.071	1.892	1.711	1.553	1.372
Husdyrgødning, i alt	57.949	57.731	54.264	52.272	52.181
Handelsgødning	3.347	3.551	3.514	3.564	3.688
Ammoniakbehandlet halm	661	433	214	0	0
Afgrøder	4.318	4.343	4.395	4.396	4.330
Slam	67	58	58	54	53
I alt	66.342	66.116	62.445	60.286	60.251

Tabel 2. Ammoniakemissioner fordelt på kvæg, svin og andet, tons NH₃-N/år

		2003	2004	2005	2006	2007
Kvæg	Husdyrgødning, stald	6.486	6.504	6.390	6.374	7.697
	Husdyrgødning, lager	3.623	3.568	1.987	1.982	2.466
	Husdyrgødning, udbringning	7.947	5.773	6.003	6.093	6.891
	Husdyrgødning, afgræsning	1.701	1.524	1.330	1.169	1.037
	Husdyrgødning Kvæg, i alt	19.756	17.369	15.709	15.618	18.091
Svin	Husdyrgødning, stald	16.548	17.415	15.633	14.814	13.623
	Husdyrgødning, lager	4.050	4.188	3.732	3.622	2.751
	Husdyrgødning, udbringning	7.998	8.476	8.269	7.723	6.530
	Husdyrgødning, afgræsning	49	50	48	46	47
	Husdyrgødning Svin, i alt	28.646	30.130	27.682	26.205	22.951
Andet	Husdyrgødning, stald	6.966	7.712	8.208	7.931	8.527
	Husdyrgødning, lager	1.515	1.552	1.602	1.446	1.195
	Husdyrgødning, udbringning	745	651	730	732	1.130
	Husdyrgødning, afgræsning	321	318	334	339	287
	Husdyrgødning Andet, i alt	9.547	10.233	10.873	10.449	11.139
Husdyrgødning, i alt		57.949	57.731	54.264	52.272	52.181

Samlet nedjusteres ammoniakemissionen med 11.270 tons NH₃-N i 2006 svarende til 14%. For 2007 er ammoniakemissionen opgjort til 60.251 tons NH₃-N.

Tabel 3. Tidligere opgjorte ammoniakemissioner for 2003-2007, tons NH₃-N/år

	2003	2004	2005	2006
Husdyrgødning	60.406	61.716	57.664	55.245
heraf fra stald	58.141	59.492	55.483	53.087
heraf fra græsning	2.266	2.225	2.181	2.158
Handelsgødning	4.437	4.623	4.569	4.462
Afgrøder	11.476	11.504	11.768	11.795
NH ₃ behandlet halm	661	433	214	0
Slam	67	58	58	54
Halmafabrænding	0	0	0	0
Emission total	77.048	78.333	74.273	71.556

Tabel 4. Forskel mellem tidligere og ny opgørelse, tons NH₃-N/år

Differencer	2003	2004	2005	2006
Husdyrgødning	2.457	3.985	3.400	2.973
Handelsgødning	1.090	1.071	1.055	898
Ammoniakbehandlet halm	0	0	0	0
Afgrøder	7.159	7.161	7.373	7.399
Slam	0	0	0	0
I alt	10.706	12.217	11.828	11.270

8 Reevaluering af effekten af efterafgrøder

Jesper Waagepetersen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Formålet med dette notat er at re-evaluere den effekt efterafgrøder tillægges i arbejdet med vandmiljøplanerne.

8.1 Hvordan virker efterafgrøder

Lovpligtige efterafgrøder etableres i eller efter kornafgrøder eller afgrøder med tilsvarende høst-tidspunkt og typisk forud for vårsæd.

Efterafgrøder reducerer N-udvaskningen ved at efterafgrøden optager kvælstof efterår og vinter, hvor der er stor risiko for udvaskning. Når efterafgrøden efterfølgende nedpløjes frigøres en del af kvælstoffet ret kort tid efter ved omsætningen af efterafgrøden. Heraf optages en del af de følgende afgrøder, medens resten enten

- udvaskes
- afgasses ved denitrifikation
- indbygges i jordens pulje af langsomt omsætteligt organisk stof, hvorfra det afgives over tid

De kvantitative forhold de første fem år efter en efterafgrøde belyses af følgende beregning af, hvorledes det optagne kvælstof typisk vil fordele sig fra en rajgræsefterafgrøde, der har optaget 35 kg kvælstof i rod og overjordisk plantemasse (Berntsen et al. 2005).

Optaget i efterafgrøden	35	Kg N/ha
Efter fem år:		
optaget i efterfølgende afgrøder	10,3	Kg N/ha
indbygget i jordpuljen	14,0	Kg N/ha
tabt, især ved udvaskning	10,5	Kg N/ha

Udvaskningsreduktionen efter denne efterafgrøde vil altså efter fem år være 24,5 kg N/ha. Heraf vil de 14 kg være bundet i jordens organiske pulje, hvorfra det frigives langsomt og optages i de efterfølgende afgrøder eller tabes til udvaskning.

Berntsen et al. (2006), har beregnet i hvor høj grad kvælstof, bundet i jordens organiske pulje, vil bidrage til udvaskningen i et meget langt tidsperspektiv. Det er både beregnet, hvordan udvaskningen påvirkes, hvis gødningsniveauet tilpasses omfanget af kvælstoffrigørelsen fra jordpuljen, og hvis det ikke tilpasses.

	Udvaskning i % efter			
	25 år	50 år	100 år	150 år
uden tilpasning af gødningsniveau	15,2	25,9	38,2	43,9
med tilpasning af gødningsniveau	8,0	13,5	20,0	22,8

Det fremgår at efter 25 år vil ca. 15 og 8% af den opbyggede N-pulje være udvasket uden henholdsvis med tilpasning af gødningsniveauet. Efter 150 år er det knapt tre gange så meget.

Udvaskning af kvælstof frigjort fra jordpuljen sker altså over meget lang tid og i begrænset omfang, navnlig hvis gødningsniveauet tilpasses omfanget af kvælstoffrigørelsen fra jordpuljen. Øget brug af efterafgrøder eller lignende vil reducere udvaskningen yderligere.

I det følgende refererer effekten af efterafgrøder til en tidshorisont på 5 – 15 år. Hvis der var valgt en længere tidshorisont ville en større del af det bundne kvælstof også mineraliseres, og efter fx 25 år er det sandsynligt, at der vil være sket en yderligere udvaskning på 1-2 kg i ovenstående eksempel (8-15% af 14 kg).

8.2 Hvilken effekt tillægges efterafgrøder p.t. i arbejdet med vandmiljøplanerne

Ved midtvejsevalueringen af Vandmiljøplan II blev der regnet med at efterafgrøder årligt reducerer udvaskningen med 25 kg N/ha (Grant et al., 2000) som gennemsnit for ler og sand. Vurderingen var baseret på Hansen et al. (2000).

I VMPIII arbejdet (Scenariegruppen, 2003; Jørgensen et al., 2003) blev det skønnet at udvaskningsreduktionen var 12 kg N/ha større når efterafgrøder etableres på brug med over 0,8 de/ha.

I arbejdet med vandmiljøplanerne er det desuden forudsat at efterafgrødernes gødningsmæssige eftervirkning indregnes i gødningsplanlægningen, og på baggrund af en indstilling fra et møde i Normudvalget 23/5 2005 regnes der med en eftervirkning på 17 kg N/ha på brug med under 0,8 de/ha og på 25 kg N/ha for efterafgrøder på brug med over 0,8 de/ha.

I ”Afrapportering fra projektgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt” (FVM og MIM 2007) er efterafgrøders gennemsnitlige effekt på brug under 0,8 de/ha (en udvaskningsreduktion på 25 kg N/ha) differentieret til 34 kg N/ha på sand- og 16 kg N/ha på lerjord. Det nævnes desuden at tillægget på 12 kg N/ha vil blive evalueret i forbindelse med den samlede VMPIII evaluering.

8.3 Validiteten af udvaskningsreduktionen på 25 kg N/ha på brug med under 0,8 de/ha

I Hansen et al. (2000) og Hansen (2004) er alle relevante forsøg søgt inddraget og der er ikke kommet nye data siden. Derfor er der ikke baggrund for en revision af skønnet på 25 kg N/ha. Forsøgs materialet giver også baggrund for den ovennævnte differentiering af skønnet for ler- og sandjord på henholdsvis 16 og 34 kg N/ha.

Vurderes baggrunden for tallet i forhold til den måde det bruges på i arbejdet med vandmiljøplanerne kan der peges på følgende forhold:

- Forsøgene har typisk været placeret på forsøgsstationer præget af planteavlssædskifte og kun lidt husdyrgødning. Det er i overensstemmelse med at skønnet på 25 kg N/ha bruges for brug med under 0,8 de/ha.
- I arbejdet med normer og vandmiljøplaner er der, som nævnt i afsnit 2, knyttet et skøn over størrelsen af eftervirkningen til skønnet over udvaskningsreduktionen. For efterafgrøder på brug med under 0,8 de/ha regnes som nævnt med en eftervirkning svarende til 17 kg N/ha i handelsgødning, og ejendommens gødningsforbrug skal reduceres tilsvarende. I forsøgene er der derimod brugt samme gødningsmængde i forsøgsled med og uden efterafgrøder. Ved normalt gødningsniveau giver en reduktion i gødningsniveauet på 17 kg en reduktion i udvaskningen på ca. 6 kg.
- I arbejdet med vandmiljøplaner dækker skønnet på de 25 kg N/ha en udvaskningsreduktion i året med efterafgrøde samt en merudvaskning ved mineralisering af efterafgrøden de følgende 5-10 år. Efterafgrøderne optræder desuden typisk i sædskifter med få efterafgrøder eller andre afgrøder med høj kapacitet til at optage kvælstof i vinterhalvåret. I de vigtigste forsøg refererer et forsøg til effekten efter 20-25 år med efterafgrøde, medens der i tre forsøg er tale om en gennemsnitseffekt over 3-4 år, og i alle tilfælde har forsøgsdesignet været udformet så det er afgrødefølger med efterafgrøde hvert år, der sammenlignes med afgrødefølger helt uden efterafgrøder. I forsøgene er merudvaskningen i årene efter en efterafgrøde derfor relativt svagt repræsenteret i forhold til den virkelige resultaterne bruges på.

Spørgsmålet er derfor, i hvor høj grad det reducerede gødningsniveau, der opereres med i arbejdet med vandmiljøplanerne (17 kg N pr. ha efterafgrøde, svarende til en udvaskningsreduktion på 6 kg N) kan opveje, at merudvaskningen i årene efter en efterafgrøde kun delvist kommer til udtryk i forsøgene.

Jævnfør afsnit 1 vurderes, at har man en efterafgrøde der optager 35 kg N/ha og reducerer udvaskningen med 25 kg N over en femårs periode, medfører mineraliseringen en merudvaskning i perioden på 10,5 kg N/ha. Da en del af denne effekt allerede falder første år, og en del af effekten de sidste fire år desuden indgår i de gennemsnitseffekter der beregnes i forsøgene, må det antages, at de 25 kg N/ha, der anslås ud fra forsøgene, er dækkende for veletablerede efterafgrøder i almindelige sædskifter på middellangt sigt kombineret med reduceret norm.

8.4 Validiteten af den ekstra udvaskningsreduktion på 12 kg N/ha på brug med mere end 0,8 de/ha

Skønnet på 12 kg N/ha blev, som nævnt i afsnit 2, fremsat i VMPIII-arbejdsgrupper i 2003. Skønnet er baseret på den antagelse, at der på sådanne brug er mere udvaskeligt kvælstof i jorden, og at efterafgrøder har en stor kapacitet til at optage en sådan ekstra kvælstofmængde og dermed delvist modvirker en øget udvaskning fra husdyrintensive brug.

Brug der tilførte husdyrgødning fra mere end 0,8 de/ha tilførte i gennemsnit ca. 130 kg N/ha fra husdyrgødning i 2006, medens brug der tilførte husdyrgødning fra mindre end 0,8 de/ha i gennemsnit tilførte ca. 40 kg N/ha fra husdyrgødning. Ved validering af skønnet på en ekstra udvaskningsreduktion på 12 kg N/ha, må der skelnes mellem to udgangspunkter med hensyn til dyrkningshistorie.

- En mark deles i to, begge dele gødskes efter normerne, men den ene halvdel tilføres ca. 100 kg N/ha mere i husdyrgødning end den anden.
- To marker med forskellig dyrkningshistorie sammenlignes. Den ene har været brugt til plan-teavl med kun lidt husdyrgødning, den anden har indgået i et husdyrbrug med meget husdyrgødning og kløvergræsafgrøder.

Først situationen hvor en mark deles i to der begge gødskes efter normen, men hvor den ene halvdel tilføres 100 kg N mere i husdyrgødning pr ha end den anden: I figur 1 sammenlignes de kvælstofmængder, der tilføres med husdyrgødning eller den handelsgødning der skal til for at substituere husdyrgødningen. Trækkes de luftformige tab fra viser figuren, at hvis de 100 kg N tilføres i svinegylle, så tilføres denne del af marken ca. 15 kg N/ha ekstra i forhold til den del der gødes med handelsgødning; men da 19 af de 100 kg N tilført i svinegylle er svært nedbrydelige så forudsætter ensartet gødningsniveau i de to halvdele af marken, at afgrøden ikke alene udnytter husdyrgødningens indhold af ammonium-N og let mineraliserbart organisk-N lige så effektivt som handelsgødning. Den skal også udnytte 21% af gødningens indhold af langsomt mineraliserbart organisk-N. Da denne fraktion imidlertid er adskillige år om at blive frigivet ved mineralisering, er det klart, at der ikke umiddelbart vil være et stort overskud af udvaskeligt N i jorden i den del af marken der modtager meget husdyrgødning. Beregninger med FASSET viser da også kun en merudvaskning på ca. 4,5 kg N/ha over de første 10 år ved gødskning med 100 kg N i svinegylle i stedet for med handelsgødning (Petersen et al., 2005).

Som det fremgår af figur 1, vil situationen kun være lidt anderledes ved brug af kvæggylle. Sammenlignes marker med samme dyrkningshistorie vil brug af gylle i stedet for handelsgødning altså kun i meget beskedent omfang øge mængden af udvaskeligt kvælstof, og en efterafgrøde vil kun reducere udvaskningen marginalt mere i den husdyrgødede mark end i marken gødet med handelsgødning.

Derimod må det forventes at dyrkningshistorien har stor betydning for effekten af efterafgrøder. Både tilførslen af husdyrgødning og kvægbrugenes kløvergræsmarker bidrager langt mere til opbygning af jordens organiske pulje end en handelsgødet planteproduktion. Jævnfør figur 1 bidra-

ger 100 kg N i svine- eller kvæggylle således med 19-34 kg svært mineraliserbart organisk-N og det skønnes at kløvergræsmarker årligt bidrager med ca. 50 kg N/ha.

På brug, hvor forhistorien er intensiv husdyrproduktion, vil jordpuljen og den årlige mineralisering af organisk-N derfor ligge på et betydeligt højere niveau end på planteavlsbrug.

Ud fra teoretiske overvejelser og en analyse af N-respons i landsforsøgene opererer Landscenterets Bedriftsløsning således med, at en dyrkningshistorie med intensiv husdyrproduktion og kløvergræs medfører et N-behov i hvede der er 15-40 kg N/ha lavere, end en dyrkningshistorie domineret af handelsgødet korn (Østergaard og Petersen, 2001). Petersen et al. (2006) vurderer at standard afvigelsen for N-mineraliseringen for forskellige marker (korrigeret for jordtype-, forfrugt- og årseffekt) er 40 kg N/ha. Berntsen og Petersen (2006) skønner ud fra FASSET-beregninger, at gødningseffekten af N, frigjort ved mineralisering af jordens organiske pulje, typisk er 2/3 af effekten af handelsgødning, og at ca. en fjerdedel af mineraliseringen vil bidrage til en merudvaskning, hvis gødningsniveauet tilpasses. Denne merudvaskning kan efterafgrøder i høj grad være med til at begrænse.

Der er altså god grund til at tro at efterafgrøder vil have en betydelig større effekt end de 25 kg N/ha på brug med en dyrkningshistorie præget af intensiv husdyrproduktion. Det hidtidige skøn på 12 kg N/ha er i rimelig harmoni med den øgede kvælstofmineralisering der kan forventes på brug, hvor dyrkningshistorien er præget af intensiv husdyrproduktion, men det må bemærkes, at den kvantitative viden, vi på nuværende tidspunkt har om variationen og om årsagerne til variationen i omfanget af mineraliseringen af jordens organiske pulje på landsplan, ikke tillader en mere præcis kvantitativ vurdering.

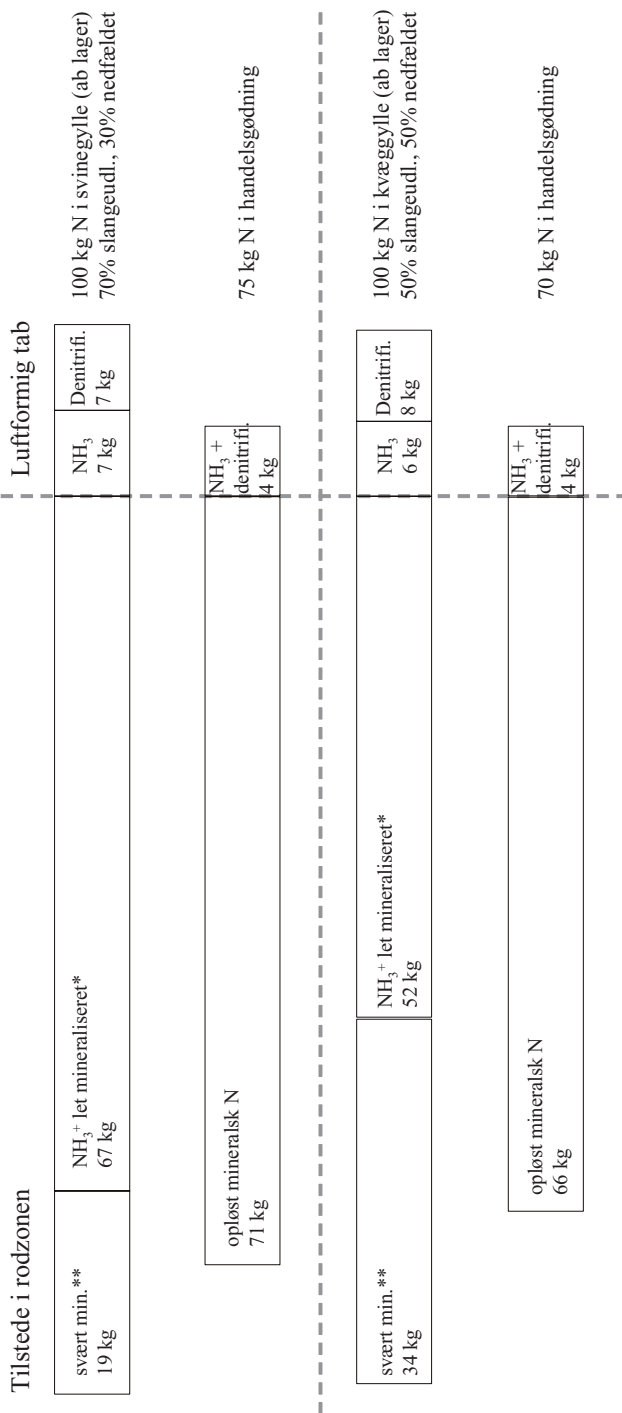
Det er under alle omstændigheder sikkert, at den ekstra reduktion af udvaskningen, som efterafgrøder bevirker på husdyrbrug, er knyttet til en dyrkningshistorie med husdyrbrug og ophobning af organiskbundet-N og kun i meget begrænset omfang til den aktuelle brug af husdyrgødning. Dette har ikke større betydning for VMPIII evalueringen, hvor der er fokus på landstal, men det kan være vigtigt hvis man fokuserer på mindre områder og især på de enkelte brug.

8.5 Modelberegning af effekten af efterafgrøder

I foråret 2008 er den empiriske N-udvaskningsmodel N-Les opdateret i en ny version, N-Les 4, der inddrager tilgængelige udvaskningsmålinger fra DJF's forsøg og fra DMU's landovervågningssoplande.

Beregninger med N-Les 4 af N-udvaskningen fra to afgrødefølger, en med handelsgødet vårsæd og en med vårsæd med udlæg (gødningsniveauet reduceret med 17 kg N/ha), viser en udvaskningsreduktion som følge af efterafgrøder og reduceret norm på 56 kg N/ha på sandjord med vådt klima og 28 kg N/ha på lerjord med tørt klima, i gennemsnit 42 kg N/ha.

Ovennævnte tal repræsenterer imidlertid førstearseffekten. Mineralisering af efterafgrøden må antages at give en vis merudvaskning de følgende år. Jævnfør afsnit 1 kan mineraliseringen antages at medføre en udvaskning på ca. 10 kg N/ha, og da hovedparten udmøntes år 2-5 så svarer de 42 kg til en udvaskningsreduktion på ca. 35 kg N/ha på mellemlangt sigt i et kornsædskifte med handelsgødning. Dette er en del højere end det i afsnit 2 nævnte skøn på 25 kg N/ha. En del af forskellen kan skyldes at de arealer der indgår i N-Les, i modsætning til de i afsnit 3 nævnte forsøg, både ligger på brug med en dyrkningshistorie præget af intensiv husdyrproduktion og på planteavlsbrug. Da N-Les 4 beregningen på i gennemsnit 35 kg N/ha falder inden for de i afsnit nævnte skøn på 25 og 37 kg N/ha, må disse skøn siges at være i rimelig overensstemmelse med N-Les 4 resultatet.



* Kvælstof i form af NH₃ og let mineraliserbart organisk kvælstof der står til rådighed i første vækstsæson.

** Langsomt mineraliserbart organisk bundet kvælstof der først står til rådighed efter et par eller mange år.

Figur 1. Kvælstof i gylle (ab lager) fraktioneret efter i hvor høj grad kvælstoffet er tilgængeligt for planterne sammenholdt med mængden af kvælstof i den handelsgødning der efter nugældende regler skal substitueres. De luftformige tab omfatter kun de tab, der direkte kan henføres til gødningstilførslen, ikke baggrundstabet på marken

Med jord-klima-plantemodeller som DAISY og FASSET kan man ligeledes beregne effekten af efterafgrøder, men ved beregninger med disse modeller er resultatet meget stærkt påvirket af hvorledes forholdet mellem afgrøde og efterafgrøde udvikler sig i vækstsæsonen. Derfor egner disse modeller sig ikke til at evaluere et praktisk skøn over effekten af efterafgrøder. Derimod er et skøn over effekten af efterafgrøder nødvendigt for at vælge en fornuftig opsætning af modellen.

8.6 Referencer

- Berntsen, J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Jørgensen, U., Østergård, H.S., & Grant, R. 2005. Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til normudvalget, DJF.
- Berntsen, J. & Petersen B.M. 2006. Udnyttelsen af N fra jordpuljen sammenlignet med N fra handelsgødning, p 118-122 i DJF-rapport 124, Markbrug.
- Grant, R. et al, 2000. Vandmiljøplan II- midtvejsevaluering. DMU og DJF.
- Hansen, E.M. 2004. Efterafgrøder under nuværende praksis. I Jørgensen U. (red.) Mulighed for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstofstab. DJF-rapport 103, Markbrug, p. 93-102.
- Hansen, E.M., Kyllingsbæk, A., Thomsen, I.K., Djurhuus, J., Thorup-Kristensen, K. & Jørgensen U. 2000. Efterafgrøder. DJF-rapport 37, Markbrug, 49 p.
- Jørgensen, U., Hansen, J.F. & Kristensen, I.T. 2003. Analyse af VMPIII Scenarie for Odense Fjord. www.vmp3.dk
- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. 2005. Vurdering af et værktøj til VVM-screening. Internt notat.
- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Thomsen, I.K. 2006. N frigjort ved mineralisering af organisk N fra jordpuljen. p 115-117 i DJF-rapport 124, Markbrug.
- Scenariegruppen 2003. Vandmiljøplan III, Notat fra Scenariegruppen om reguleringssystemer, valg af virkemidler og eksempler på opstilling af scenarier. www.vmp3.dk.
- Østergaard, H.S. & Petersen, N. 2001. N-modellen i bedriftsløsningen. Internt notat, Landbrugets Rådgivningstjeneste, Landskontoret for Planteavl.

9 Notat om arealanvendelse, husdyrproduktion og økologisk areal frem mod 2015 til brug ved midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III

Brian Jacobsen
Fødevarerøkonomisk Institut
Københavns Universitet

I forhold til det der blev forventet i Vandmiljøplan III så er der efterfølgende ikke sket den forventede ekstensivering af arealer. I de første år blev arealerne bibeholdt i omdrift, selvom indtjeningen var beskednen, og efter 2005 har priserne været højere, hvorfor flere arealer har givet en positiv jordrente. Udtagningen af arealer til anvendelse udenfor landbrugssektoren (veje og boliger) antages at være forløbet som forventet.

Det fremtidige afgrødevalg forventes ikke at blive ændret radikalt de nærmeste år. Der forventes en svagt stigende svineproduktion og et faldende antal køer, der producerer en svagt stigende mængde mælk. Mælkeproduktionen forventes at stige med ca. 4,5% frem mod 2015. Der må forventes større prisudsving på købs- og salgspriser i landbruget, og det kan give større udsving i produktionsomfanget fra år til år end der har været tidligere. Endelig vil den fremtidige miljøregulering påvirke omfanget af husdyrproduktionen og udtagne arealer.

9.1 Introduktion

I forbindelse med vedtagelsen af Vandmiljøplan III i april 2004 blev det vedtaget, at der skulle gennemføres en midtvejsevaluering af planen i 2008. Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) står for den teknisk-biologiske evaluering, mens Fødevarerøkonomisk Institut i samarbejde med Danmarks Miljøundersøgelser står for den økonomiske midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Det nærmere indhold i de to analyser fremgår af beskrivelser fra de respektive institutioner (DJF og DMU, 2005) og (FOI og DMU, 2005).

Til brug for den tekniske midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III, der vil foreligge omkring 1. december 2008, har DMU og DJF bedt Fødevarerøkonomisk Institut om en vurdering af arealanvendelsen og udviklingen i husdyrproduktionen frem mod 2015. Endvidere skal der gives en vurdering af det fremtidige økologiske areal. Hovedfokus i analysen vil være perioden frem mod 2015, selvom der også ifølge planen også skal være en evaluering af Vandmiljøplan III i 2011.

Notatet indledes med en kort gennemgang af indholdet i VMPIII aftalen i forhold til arealanvendelsen. Derefter vurderes de ændringer i rammevilkår, som forventes at påvirke plante- og husdyrproduktionen primært på baggrund af sundhedstjekket som foreslået af EU-kommissionen. Endvidere drøftes kort mulige konsekvenser af den fremtidige miljøregulering af landbrugsproduktionen. Der afsluttes med en kort gennemgang af den fremtidige produktion, herunder også det økologiske areal.

9.1.1 Forventet udvikling i arealomfang i VMPIII aftalen

Af VMPIII aftalen fremgår det, at strukturudviklingen inkl. forbedret foderudnyttelse og udtagning af 55.000 ha forventes at give en reduktion i N-udvaskningen på 4.000 tons N i perioden 2005-2009 og at udtagningen vil give 4.000 tons N i 2010-2014. Det antages her, at de to perioder reelt er 2005-2009 og 2010-2014 omfattende i alt 10 år. Da over halvdelen af den forventede effekt på N-udvaskningen i VMPIII forventes at komme fra disse elementer, er de vigtige for den samlede målopfyldelse.

Der benyttes i aftalen ordet strukturudvikling, men det er reelt arealer, der forventes udtaget af landbrugssektoren til etablering af veje eller boliger. Det er her forudsat at N-normen fra disse

arealer ikke omfordeles på de resterende landbrugsarealer. Strukturudviklingen der angiver, at der kommer færre og større bedrifter, antages ikke at have en miljøeffekt i sig selv.

Endvidere blev det forventet at CAP-reformen ville betyde ekstensivering af arealer med en negativ jordrente, da der nu ikke længere var et krav om at arealerne skulle dyrkes, for at man kunne modtage enkeltbetalingsstøtte. Effekten af dette blev i aftalen anslået til 3.000 tons N årligt. Det var her forudsat, at N-normen fra disse arealer ikke blev omfordelt på andre arealer.

Vi kan nu se, at selvom der i 2005-2006 var en del arealer med negativ jordrente, så blev arealerne ikke taget ud af produktion i større omfang. Udtagne arealer udover brakkravet er således beskeden. I 2007 og 2008 har de højere kornpriser betydet, at der ikke er sket en ekstensivering af landbrugsarealer.

Det at arealerne i dag opgøres ud fra indmeldinger under enkeltbetalingsordningen, har øget det samlede landbrugsareal med næsten 90.000 ha. Det forventes stadig, at der i perioden er taget ca. 10.000 ha ud af landbrugsproduktionen årligt. Men denne udtagning er delvist skjult i den ændrede opgørelsesmetode. Dette er nærmere diskuteret i notat af DMU og DJF omkring VMPIII evalueringen. Der kan på den baggrund ikke angives arealer der er ekstensiverede som følge af CAP reformen i årene 2005-2007.

9.2 Ændringer i landbrugs- og miljøpolitik frem mod 2015

De reguleringsmæssige ændringer, der diskuteres her, omfatter primært EU-kommissionens Sundhedstjek, husdyrbekendtgørelsen og Vandrammedirektivet samt enkelte afledte ændringer, som forventes at kunne påvirke husdyrproduktionen.

9.2.1 Sundhedstjek af EU's landbrugspolitik

De væsentligste elementer i EU kommissionens udspil til sundhedstjek er følgende:

- Forøgelse af mælkekvoten med ca. 7% frem mod 2015.
- Afkobling af handyr- og slagtepræmier til kalve
- Afkobling af tilbageværende arealtilskud til korn, frø m.m.
- Permanent afskaffelse af udtagningskravet fra 2009
- Omlægning af tilskud til stivelseskartofler til enkeltbetaling
- Omlægning til enkeltbetaling af direkte støtte til proteinafgrøder
- Afskaffelse af tilskud til energiafgrøder
- Generel forøgelse af gradueringen (overførsel fra enkeltbetaling til landdistriktprogrammet)
- Øget graduering for store bedrifter
- Inddragelse af randzoner som et krav under krydsoverensstemmelser

Mælke- og oksekødsproduktion

Det vurderes, at mælkekvoten øges med 7% frem mod 2015, hvoraf de 2% er vedtaget og de 5% er indeholdt i forslaget fra EU-kommissionen i relation til sundhedstjekket (EU, 2008). Det vurderes, at dette reelt vil øge mælkeproduktionen med 4,4%, og at prisen reduceres med ca. 9%, da en stor del af den øgede mælkemængde skal sælges uden for EU (Hansen, 2008). Der foreligger andre prognoser, men der regnes i denne fremskrivning med en stigning i mælkemængden med 4,4% i alt eller ca. 0,6% pr. år i 7 år. Den forventede produktivitetsstigning målt som mælkeydelser pr. ko er anslået til ca. 1% pr. ko pr. år. Kvotestigningen vil således ikke blive udnyttet fuldt ud.

Samlet forventes der således et fald i bestanden af malkekøer på 1% fra 2007 til 2008 og derefter et fald på 0,4% pr. år frem mod 2015. Det årlige fald i antallet af malkekøer forventes at blive mindre end hidtil grundet stigningen i mælkekvoten. Meget er dog afhængigt af den pris, som mælken kan afsættes til specielt uden for EU. Det samme fald er indlagt for andre typer kvæg, men som angivet i Hansen (2008) kan faldet godt blive større for ungtyre og andre handyr.

I analysen foretaget af Hansen (2008) antages det, at kornprisen vil være på ca. 130 kr., og at mælkeprisen ender på 2,40 kr. pr. kg. Med denne mælkepris falder indtjeningen med 1.000 kr. pr. malkeko.

Ophør med krav om udtagning

Et ophør med krav om udtagning vil betyde, at landbrugsarealet stiger, og at landbrugsproduktionen øges. Der var i 2006/2007 braklagt 156.000 ha (ekskl. dyrkning af non-food). På EU-plan forventes det, at det samlede areal udvides med 2-3 mio. ha., svarende til 2-3% i EU-15 ifølge (EU, 2008b). De antager på EU-plan at halvdelen af det tvungne brakareal kommer i omdrift. Dertil kommer en del frivillig braklægning, som ikke forventes påvirket af denne ændring af reglerne. De nye EU-lande har intet krav om obligatorisk braklægning.

I Danmark havde FOI sammen med DMU og DJF vurderet, at der i det første år ville blive opdyrket 25-50.000 ha mens der samlet i det andet år ville blive opdyrket 50-100.000 ha. (FOI, DMU og DJF, 2007a +b). En øget opdyrkning af 100.000 ha ville betyde, at indtjeningen i erhvervet øgedes med 1.000 – 2.000 kr. pr. ha svarende til 100 – 200 mio. kr. årligt. (DJF, FOI og DMU, 2008). Miljøeffekten er også nærmere belyst i dette notat. Det er i vurderingen af indtjeningen antaget, at udbyttet ville være under middel på de arealer, der nu kom i omdrift.

Opgørelse af arealanvendelsen for 2007/08 har vist, at der er blevet opdyrket i alt 83.000 ha af det tidligere brakareal. Når dette ligger højere end vurderingen i efteråret 2007 skyldes det primært, at tilpasningen er sket hurtigere end forventet. Endvidere har den højere kornpris gjort en opdyrkning mere favorabel.

Det fremgår af analyser foretaget af DJF, at 55-64% af brakarealet i 2007 fortsat var brakareal i 2008 i Østdanmark. Derimod var det kun 36-43% af brakarealet i 2007 i Vest- og Norddanmark, der fortsat lå brak i 2008. I disse egne er det betydeligt over halvdelen af det tidligere brakareal, der er blevet opdyrket. (Kristensen, 2008)

Den procentvise reduktion i brak og udyrket er størst på sandjord, hvor reduktionen er henholdsvis 54% og 12%. I 2008 er der på sandjord herefter braklagt 3% af arealet. På lerjord udgør reduktionen 42% og 0%, hvorfor det braklagte areal som andel af det samlede landbrugsareal falder fra 4% til 2% af arealet. Selvom faldet af brakjord er størst på sandjord, er det fortsat her den største brakandel findes i 2008. (Kristensen, 2008).

Analysen viser, at den relative største andel braklagte arealer opgjort som brakareal i forhold til dyrket areal i 2008 findes på Midtsjælland, mellem Vejle og Ikast samt på Djursland. Omvendt er andelen lav på Stevns (der forud havde meget energiraps) og på Lolland-Falster. (Kristensen, 2008).

Af de 83.000 ha der er opdyrket ligger de 53.000 ha på sandjord, 16.000 ha på lerjord, 11.000 ha på humusjord og resten på jordtypen andet. Reduktionen er lidt større på lavbundsjord end på højbundsjord. Andelen af braklagte arealer i 2008 er dog stadig større på lavbundsarealer (5%) end på højbundsarealer (3%).

Der er et mindre fald i permanent græs (5.000 ha). Det vurderes, at det kan være tidligere brakarealer, som vil indgå som fremtidige græsarealer.

En af konsekvenserne af opdyrkning af tidligere brakarealer er, at der 2 år senere vil ske en reduktion i gødningsnormen pr. ha. Dette skyldes at det i Vandmiljøplan II er angivet, at den nationale gødningskvote skal være uændret. Dette er nærmere diskuteret i DJF, FOI og DMU (2008).

Hvor meget af det tidligere braklagte areal der opdyrkes på længere sigt er svært at angive, idet en række forhold vil påvirke dette. Det vurderes, at de fleste der ønsker at opdyrke brakarealet har gjort dette, men omvendt vil fortsat meget høje kornpriser kunne betyde, at arealer med ringere udbytte kan være rentable at opdyrke. Såfremt kornprisen er omkring 130 kr. pr. hkg. forventes

det, at ca. 50.000 ha af det tidligere tvungne braklagte areal vil forblive braklagt. Hertil kommer den frivillige brak der er faldet til 12.000 ha i 2008 fra 16.000 ha i 2007.

Krav om randzoner

I forlængelse af bortfald om krav af braklægning har kommissionen i Sundhedstjekket foreslået, at der laves randzoner langs vandløb for at miljø- og natureffekten af brak fastholdes. Det fremgår af forslaget, at der med brug af krydsoverensstemmelsen sættes yderligere miljømæssige krav. Det kan læses således, at der i krav om Godt Landmandskab vil være et krav om randzoner langs vandløb. Om det gælder alle vandløb eller kun målsatte vandløb fremgår ikke klart af teksten.

Krav om randzoner vil nok blive mødt med et ønske om at få dækket indkomsttabet. Det vil dog kunne løse problemet med at nå målene om randzoner i VMPIII. Der pågår således arbejde i en ministeriel arbejdsgruppe med henblik på at vurdere omfanget af randzoner i forbindelse med en opfølgning af midtvejsevalueringen af VMPIII. Et krav om obligatoriske randzoner indgår ikke i baseline i denne sammenhæng.

Fremtidig indtjening

De forslåede ændringer betyder, at specielt indtjeningen på mælkebedrifter forventes at falde, idet mælkeprisen som angivet forventes at falde. Det forventes, at indkomsten falder med 166.000 kr. for heltids kvægbrugere, mens nedgangen for den gennemsnitlige bedrift er opgjort til 65.000 kr. Dette kan sammenholdes med at enkeltbetalingsstøtten er 408.000 kr. på de samme heltidsbedrifter med kvæg (Hansen, 2008).

Det er primært kvægbrugere der oplever et fald, idet indtjeningen for andre bedriftstyper stort set er uændret som følge af sundhedsreformen. De produktionsafhængige tilskud falder med 18.000 kr., mens enkeltbetalingsordningen før graduering stiger med 17.000 kr. (Hansen, 2008).

Forøgelsen af gradueringen vil umiddelbart medføre en reduktion i resultatet efter finansielle poster for alle heltidsbedrifter på 29.900 kr. pr. bedrift. Herudover vil forøgelsen af gradueringen føre til en nedgang i forpagtningsafgiften på anslået 250 kr. pr. ha, hvilket for alle heltidsbrug beløber sig til 10.600 kr. pr. bedrift. Nedgangen i forpagtningsafgiften afbøder således i et vist omfang forøgelsen af gradueringen. (Hansen, 2008).

Gradueringen betyder, at midler givet til landbrugsstøtte under enkeltbetalingsstøtten overføres til søjle II, der bl.a. rummer landdistriktsprogrammet. Overførselen sker ved at enkeltbetalingsstøtten gradueres efter den enkeltbetalingsstøtte den enkelte landmand modtager. Det betyder, at store bedrifter der modtager over 300.000 € får reduceret deres enkeltbetalingsstøtte med op til 17%. Gradueringen betyder, at indtjeningen falder mest for større bedrifter med over 3 ansatte hvor indtjeningen efter finansielle poster falder med 120.000 kr.

Hvorvidt danske mælkeproducenter vil udnytte mælkekvoten fuldt ud i de kommende år, forudsat at reformen vedtages i den foreliggende form, vil afhænge af en række vanskeligt forudsigelige forhold – herunder ikke mindst de fremtidige verdensmarkedspriser på landbrugsprodukter.

Afkoblingen af handyrpræmien indebærer, at produktionen af ungtyre fra malkekvægsektoren næppe vil kunne opretholdes her i landet i det nuværende omfang, med mindre der sker forbedringer af prisforholdene. Hvor stor nedgangen i produktionen i givet fald måtte blive, er usikkert, ligesom det er usikkert, om kalve, der ikke udnyttes her i landet, vil blive aflivet umiddelbart efter fødslen eller eksporteret 2-3 uger gamle til andre EU-lande. Det er i den miljømæssige analyse antaget, at antallet af handyr reduceres til 50%.

Reformen vil som følge af mælkekvotens udvidelse og udtagningskravets afskaffelse komme forbrugere til gode i form af lidt lave forbrugerpriser på fødevarer. En reduktion i landmandens pris på mælk på de nævnte 5 pct. kan dog kun forventes at resultere i en reduktion i forbrugerpriserne på omkring 2,0%.

Samlet set må Kommissionens forslag til reform af landbrugspolitikken anses som et skridt i retning af en samfundsøkonomisk mere hensigtsmæssig landbrugspolitik. Dette skyldes ikke mindst, at mælke- og kvægproduktionen i dag er en af de mest regulerede produktionsgrene i europæisk landbrug, hvorfor udvidelsen af kvoten og afkoblingen af handyr- og slagtepræmierne er af væsentlig betydning.

Nærværende vurderinger og beregninger er behæftet med usikkerhed og må derfor tages med et vist forbehold, bl.a. fordi reformens virkninger afhænger af de vanskeligt forudsigelige fremtidige verdensmarkedspriser for landbrugsprodukter.

Dertil kommer usikkerhed om bl.a. svine- og kornpriser, der påvirker omfanget af ændringer i den samlede svineproduktion og arealanvendelse. Grundlæggende synes prisudsvingene på plante- og mælkeprodukter at være større end tidligere.

9.2.2 Ændret miljøregulering

Frem mod 2015 skal Vandrammedirektivet implementeres i Danmark. De præcise konsekvenser af dette er endnu usikre, men det vurderes i Virkemiddeludvalg 1 (Gotfredsenudvalget), at en del arealer svarende til 50-75.000 ha må forventes at blive taget ud af produktion (DJF, DMU og FOI, 2007 og Finansministeriet, 2007). Efterfølgende analyser i regi af Virkemiddeludvalg II indikere, at omkostningerne bliver højere end angivet i Virkemiddeludvalg 1, ligesom foreløbige analyser forestået af de 7 miljøcentre kunne indikere, at reduktionsbehovet for at nå miljømålene bliver højere.

De arealer, der forventes udtaget, er primært arealer nær vandløb og lavbundsarealer med et udbytte under gennemsnittet. Endvidere kan andre tiltag i form af øgede krav om efterafgrøder m.m. betyde at sædskiftet vil indeholde mindre vintersæd. Disse ændringer indgår ikke i arealprognosen i bilag 1.

Vedr. den økologiske produktion så er der i denne baseline indlagt en vækst. Det betyder, at såfremt økologisk mælkeproduktion skal give en yderligere miljøeffekt i relation til Vandrammedirektivet, skal der altså ske en vækst udover det, der indgår i denne fremskrivning.

I forbindelse med implementeringen af Nitratdirektivet har Danmark fået en undtagelse således at der må være 2,3 DE pr. ha. En fortsat undtagelse kræver at Danmark genberegne dyreenhederne for kvæg da en DE i dag er lig 114 kg N og ikke 100 kg N som antaget i 1998. Ændringen over tid skyldes ændringer i fodringen og mælkeydelsen. Det kan betyde, at der med den nuværende harmonigrænse på 2,3 DE/ha reelt kan tildeles 262 kg N (ab lager) mod forventet 230 kg N/ha. (DJF, 2008)

For at sikre at der kun tildeles 230 kg N pr. ha så må antallet af dyr pr. DE for malkekøer reduceres fra 0,85 til ca. 0,74. Kvægbedrifterne skal altså ud og finde 15% mere areal for fremover at kunne opfylde harmonikravet på 2,3 DE pr. ha. Det skal senere vurderes om enhedsberegningerne skal ændres for andre husdyr så som svin, men såfremt det sker, kan disse ændringer trække i den modsatte retning og tillade, at den nuværende produktion sker på et mindre harmoniareal, fordi N-udskillelsen pr. DE er faldet over tid.

Endelig har man ved implementeringen af husdyrbekendtgørelsen haft en del problemer i opstartsfasen, hvorfor der kun er behandlet en mindre andel af de ca. 2.000 ansøgninger om udvidelse af husdyrproduktionen, der blev fremsendt i 2007. Det er målet, at der behandles 1.200 sager i 2008, men det vurderes, at den langsomme sagsbehandling sammen med ugunstige prisvilkår vil medføre en reduktion i antallet af svin i 2008. Samtidig har de strammere krav til placering af stalde betydet, at husdyrproduktionen kan placeres på færre lokaliteter end tidligere, da også krav til natur og ammoniak emissionen indgår i vurderingen. De foreløbige forslag til fremtidige krav indikere, at der fremover vil være krav om en fortsat reduktion af ammoniakemissionen. Samlet vil det reducere mulighederne for at øge husdyrproduktionen i årene fremover.

9.3 Den fremtidige produktion

9.3.1 Arealanvendelse

Hvede- og vinterbygarealet har de seneste år været stigende fra 790.000 ha i 2003 til 850.000 ha i 2007. I 2007/2008 er det faldet til 755.000 ha (se bilag 1), da der var dårlige etableringsbetingelser i efteråret 2007 grundet meget nedbør. En mindre andel skyldes de bedre priser på bl.a. maltbyg, der har øget indtjeningen ved disse afgrøder. Det forventes, at vinterhvedearealet fremover vil stige til det tidligere niveau omkring 650-680.000 ha. Analyser foretaget i AGEMEMOD modellen viser en fortsat stigning i hvedearealet til 750.000 ha i 2010 under antagelse af stigende priser i perioden (Jensen, 2008). Der er i denne analyse ikke indlagt stigende priser over tid, hvorfor hvedearealet ikke stiger så meget.

Vårbygarealet har ligget på 570-580.000 ha men faldt i 2006 til 520.000 ha og yderligere til 460.000 ha i 2007 for så at stige til 586.000 ha i 2008. Forklaringen er dels skift fra hvede til vårbyg, som nævnt ovenfor men også, at det vurderes, at en stor del af det opdyrkede brakareal på 82.000 ha er blevet tilsået med vårbyg.

Rapsarealet forventes ikke at stige yderligere i forhold til 2008 niveauet, men der kan forekomme udsving over årene.

Det fremgår, at græs i omdrift er steget med 22.000 ha bl.a. grundet brakordningens ophør. Endvidere er arealet med majs steget med 15.000 ha, hvilket kan skyldes ønsket om billigere foder på kvægbedrifterne i en situation, hvor kornpriserne er steget, men omvendt er arealet med helsæd reduceret med ca. 10.000 ha. Arealet med sukkerroer forventes at falde svagt over perioden fra 35.000 til 25.000 ha, men flere analyser har antaget at sukkerproduktionen i Danmark vil forblive relativt uændret i forhold til en række andre europæiske lande, hvor sukkerproduktionen forventes at ophøre. Analyser påpeger, at det for at fastholde produktiviteten er vigtigt, at produktionen omlægges til de mest effektive bedrifter.

På sigt forventes det tidligere obligatoriske brakareal at falde til omkring 50.000 ha således, at i alt ca. 100.000 ha kommer i omdrift. Dertil kommer den frivillige brak, der forventes at falde til ca. 10.000 ha. Med frivillig brak menes her braklagte arealer, der ikke indgår i det krav om at fx 8% skal braklægges på bedriftsniveau. Med bortfald af brakordningen ville disse to typer af brakarealer ikke længere kunne adskilles.

Der vil sandsynligvis være en tendens til, at arealer, der først er taget ind i omdrift, igen vil forblive i omdrift, selvom priserne falder igen. Der er i dag en række arealer, der er i MVJ-ordninger og frivilligt udtaget, der kunne komme i omdrift, såfremt der kommer meget høje kornpriser, men det antages her at meget få af disse arealer kommer i omdrift, da der er tale om vådområder, 20-årigt udtagne arealer m.m.

Det samlede landbrugsareal steg fra 2005 til 2006 grundet overgangen til brug af data fra indberetningen til enkeltbetalingsordningen. Dette er diskuteret nærmere i den miljømæssige analyse. Endvidere forventes fremover et fald på 10.000 ha pr. år primært til veje, huse m.m. Det samlede landbrugsareal forventes således at falde ned mod 2,6 mio. ha i 2015, hvilket er et fald på næsten 150.000 ha over 10 år, idet det antages, at landbrugsarealet var 2,77 mio. ha i 2005.

Det var ved analysen forud for VMPIII aftalen antaget, at udtagning af areal ville reducere den nationale N-kvotest. Imidlertid blev der i forbindelse med den administrative implementering af aftalen indføjet den ændring, at en reduktion i arealet ikke reducerer den nationale N-kvotest. Den miljømæssige effekt af at arealer tages ud af landbrugssektoren vil derfor være mindre end forventet.

Husdyrproduktion

For svin har der det senest år været et fald både i bestanden og antallet af slagtinger. Danish Meat Association forklarer det med, at der i tider med lave priser sker en stor strukturudvikling,

idet mange stopper. Samtidig er lave priser et godt tidspunkt at øge produktionen billigt. Imidlertid har forsinkelserne i relation til husdyrgodkendelsesordningen betydet, at disse nye bedrifter ikke vil nå det ønskede potentiale i 2008.

Produktionen forventes at stige i 2009, og det betyder flere slagtninger frem mod 2011, men også eksporten af smågrise forventes at stige lidt fra 2008 til 2015. Der har været en kraftig stigning i eksporten fra ca. 2 mio. stk. i 2003 til ca. 5 mio. i 2007, og der forventes en stigning til 5,5 mio. stk. i 2011 og 2015.

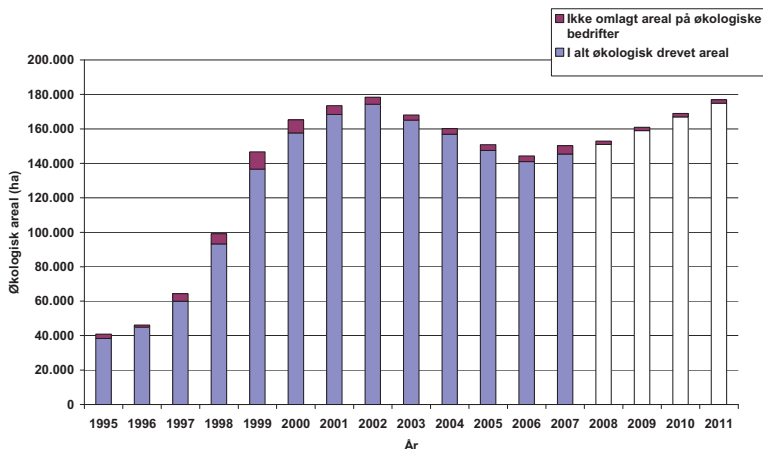
For mælkeproduktionen forventes som nævnt en stigning på 0,6% om året frem mod 2015. Med en ydelsesstigning på 1% betyder det, at der stadig sker en lille reduktion i bestanden af malkekøer. Reduktionen for andet kvæg (fx ungtyre) kan blive større, men er her forudsat at ville være på samme niveau som for malkekøer.

Grundlæggende passer de angivne forudsigelser godt sammen med det, der er modelleret i et EU projektet AGMEMOD om den fremtidige EU fødevarerproduktion, som FOI har deltaget i (Jensen, 2008).

Økologisk areal

Efter nogle år med tilbagegang steg det økologiske areal igen frem til 2007. Frem mod 2008 forventes yderligere 14.000 ha omlagt til økologi (Landscenteret, 2008). Hovedparten af væksten kommer fra store malkekvægsbedrifter i Jylland, der omlægger til økologisk drift. Dertil kommer også en del planteavlere fra Region Midt der ønsker at omlægge. Tilbagelægningen er noget mindre end tidligere og udgør kun 800 i prognosen for 2007/2008 (Landscenteret, 2008). I figuren nedenfor indgår fuldt omlagte arealer og arealer under omlægning i det økologiske areal. Tallene for 2008-2011 er prognosetal.

Det forventes således, at det samlede økologiske areal i 2011 kan komme op på samme niveau som det var ved udgangen af 2002 med 180.000 ha. Der er ikke her indlagt øget vækst fra 2011 til 2015. Dansk Landbrug håber på en vækst på 10.000 ha pr. år hele vejen frem til 2015. Afsætningen er dog meget afgørende, idet fx afsætningen til Tyskland for den økologiske mælkeproduktion er vigtigt.



Figur 1. Omlagt økologisk areal 1995-2007 samt prognose for 2008-2011 Kilde: Plantedirektoratet (2008) og egne beregninger

9.4 Referencer

- Danmarks Statistik 2007. Landbrug 2006. Danmarks Statistik.
- DMU, DJF og FOI 2007a. Notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagningsforpligtigheden. Notat udarbejdet for Fødevarer- og Miljøministeriet.
- DMU, DJF og FOI 2007b. Notat vedr. konsekvenserne i 2007/08 af udtagningsforpligtighedens bortfald. Notat udarbejdet for Fødevarer- og Miljøministeriet.
- DMU og DJF 2007. Scenarieberegninger. Udredning til udvalg vedr. langsigtet indsats for et bedre vandmiljø. Udarbejdet af DMU og DJF for Miljø- og Fødevarerministeriet.
- DMU, DJF og FOI 2008. Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af vandrammedirektivet. Notat udarbejdet for Fødevarer- og Miljøministeriet. (ikke publiceret)
- DJF, FOI og DMU 2008. Opdateret notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagningsforpligtigheden. Notat udarbejdet for Fødevarer- og Miljøministeriet.
- EU 2008. Council regulation – Establishing common rules for direct support schemes for farmers under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers. COM 2008 306/3.
- EU 2008b. CAP health check – impact assessment Note no. 5 – Cereal intervention and Set aside. Maj 2008.
- Iversen, T.M., Jensen, P.N., Rubæk, G. & Schou, J.S. 2007. Scenarieberegninger. Notat til udvalget vedr. Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Udarbejdet af DMU og DJF for Miljøministeriet og Fødevarerministeriet.
- Jensen, J.D. 2008. Country report for Denmark. Landerapport i projektet AGMEMOD.
- Jacobsen, B.H. 2003. Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II. Rapport nr. 169. Fødevarerøkonomisk Institut.
- Kristensen, I.T. 2008. Brak 2007-2008. Notat fra DJF.
- Hansen, J. 2008. Landbrugs- og samfundsøkonomiske konsekvenser af de ændringer af landbrugspolitikken som Kommissionen har foreslået på baggrund af sundhedstjekket. Notat til Fødevarerministeriet. Fødevarerøkonomisk Institut.
- Landbrugets Rådgivningscenter 2008a. Prognose for omlægning til økologisk jordbrug 2007-2008. Landbrugets Rådgivningscenter, Afdelingen for Økologi.
- Landbrugets Rådgivningscenter 2008b. Flere økologiske bedrifter på vej – men er det nok ? Prognose for økologi 2007-08. Pressemeddelelse.
- Plantedirektoratet 2007. Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2007 – Autorisation og Produktion. Maj 2008. Plantedirektoratet.

Bilag 1. Arealanvendelse og antal husdyr i 2000-2007 samt prognose for 2015. Kilde: Danmarks Statistik – Landbrug (flere årgange), Nyt fra Danmarks Statistik, Danish Meat Association, samt egne prognoser

Arealanvendelse	2000	2003	2006 ²⁾	2007 ⁶⁾	2008 ⁶⁾	2011	2015
Afgrøder (1.000 ha)							
- Vinterhvede	611	651	682	681	627	655	635
- Vinterbyg	145	130	161	170	129		
- Vårbyg	587	575	527	462	586	560	540
- Vinter- og vårraps ⁵⁾	99	106	125	179	173		
- Bælgsæd	36	31	11	6	4		
- Korn til helsæd	119	110	64	61	52		
- Majs	61	118	135	147	163	160	160
- Foderroer	18	8	4	4	5		
- Græs m.v. i omdrift	247	212	271	286	309	300	300
- Græs udenfor omdrift	166	178	190	219	214		
- Sukkerroer	59	50	42	39	36	25	25
- Frø til udsæd	79	87	104	87	79		
- Kartoffler	34	35	38	41	40	36	36
- EU-Brak	191	207	167	165	82	50	50
- Andre arealer ¹⁾	195	159	189	186	213		
Dyrket areal i alt ²⁾	2.647	2.657	2.710	2.731	2.712	2.680	2.640
Økologisk areal (ha) (fuldt omlagt areal)	93.354	149.157	133.046	134.000	145.000	170.000	170.000
Husdyr (1.000 stk.)							
Bestand af svin	11.922	13.300	12.770	13.890	12.500	13.000	13.500
- heraf søer	1.083	1.130	1.091	1.180	1.055	1.070	1.080
Slagtninger i DK ³⁺⁴⁾	22.414	24.400	25.760	21.400	20.500	21.200	22.000
Eksport af grise	1.455	1.935	4.300	4.900	5.300	5.500	5.500
Kvæg ⁷⁾	1.868	1.770	1.534	1.519	1.513	1.495	1.471
- heraf malkekøer	636	605	550	545	543	537	527

¹⁾ Rug og havre udgør størstedelen af dette areal.

²⁾ Det samlede areal er opjusteret som følge af skift til anvendelse af indberetning fra enkeltbetalingsordningen.

³⁾ Produktion af slagtesvin er slagtninger af slagtesvin, søer m.m. Eksport af levende svin til slagtning i udlandet består primært af smågrise på 15-50 kg., 20% er slagtesvin og søer.

⁴⁾ Prognose Danish Meat Association.

⁵⁾ Energiraps udgjorde 56.000 ha i 2007 og 24.000 ha i 2008. Non-food arealer udgjorde 34.000 og 3.000 ha i de to år.

⁶⁾ Arealopgørelsen er baseret på GLR

⁷⁾ Omfang af handyr kan falde mere end angivet, men dette fald indgår ikke i denne tabel.

10 Reduktion af N-udvaskning ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug

Jesper Waagepetersen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Vurderingen af, hvilken effekt en omlægning fra konventionel til økologisk drift vil have for kvælstofudvaskningen må ske på baggrund af separate vurderinger for de to økologiske hoveddriftsformer planteproduktion og kvælgavl.

10.1 Metode

Vurderingen gennemføres med basis i driftsform og N-balance opstillet ud fra Fødevarerøkonomisk Instituts typebrug. Det ville naturligvis være ønskeligt at gennemføre vurderingen ud fra 2003 tal. Imidlertid er 2002 det sidste år, hvor der med baggrund i Fødevarerøkonomisk Instituts regnskabsopgørelser for typebrug (FOI statistik) er foretaget en opgørelse af N-balancer afstemt med landstal for produktion af husdyrgødning og forbrug af handelsgødning, og da der kun er beskudne ændringer i gødningsreglerne fra 2002 til 2003, så laves vurderingen ud fra 2002 tal.

En opgørelse af ovennævnte driftsformer og N-balancer indgår i en national oversigt over livscyklusanalyser (LCA). Ved opstilling af N-balancerne omregnes typebedrifternes regnskabstal til købte og solgte mængder af gødning, foder, husdyrprodukter og afgrøder. Omsætningen på bedriftsniveau omregnes til landsplan og sammenlignes med Danmarks Statistiks oplysninger. Ved opstilling af markbalancer suppleres yderligere med oplysninger fra bedrifternes regnskaber om udbytter af korn og salgsafgrøder, normtal for foder og produktion af husdyrgødning samt med grovfoderudbytter fra studielandbrug. N-fiksering estimeres ud fra sædskiftet.

I evalueringen indgår N-overskuddet på såvel bedriftsniveau som i marken (tabel 1 og 2). Overskuddet i marken er den mængde der kan: Tabes ved luftformige tab, udveksles med jordpuljen eller udvaskes. I tabellerne er vist en "rest" der er beregnet som markoverskud minus de beregnede tal for luftformige tab og ændring i jordpuljen. Denitrifikation beregnes med SimDen (Vinter & Hansen 2004) og ændringer i jordpuljen med C-TOOL (Petersen 2003). Vigtige faktorer for beregning af ændringer i jordpuljen er udbyttensniveau, husdyrgødning og græsmarker. Hvis både markoverskud, luftformige tab og ændring i jordpuljen er korrekt beregnet, så er udvaskningen lig med resten.

10.2 Effekt af omlægning fra konventionel til økologisk planteavl

Ifølge opgørelsen i LCA er udbredelsen af driftsformer på planteavlsmrådet:

På sandjord:

Konv. Planteavl med kartofler	44.000 ha
Konv. Planteavl med korn	175.000 ha
Økologisk	60.000 ha

På lerjord

Konv. Planteavl med sukkerroer	177.000 ha
Konv. Planteavl med frøavl	156.000 ha
Konv. Planteavl med korn	117.000 ha
Økologisk	17.000 ha

Det antages at det navnlig er planteavlsbrug med korn, der vil lægge om til økologisk drift. Effekten af omlægning baseres derfor på en sammenligning af økologiske brug og konventionelle brug med kornavl. Kvælstofbalancerne er vist i tabel 1.

Table 1. N-balancer for økologiske og sammenlignelige konventionelle planteavlsbrug, baseret på repræsentative regnskaber fra praktiske brug (LCA)

	Konvent. lerjord	Økologisk lerjord	Konvent. sandjord	Økologisk sandjord
Driftsform				
Vedv. græs %	2	6	1	7
Brak %	9	9	11	10
Korn %	75	52	74	46
Majs/helsæd % *	0	7	1	14
Sædskiftegræs % **	1	11	1	15
De. /ha	0,05	0,28	0,03	0,34
Bedriftsbalance kg N/ha				
N-overskud	66	62	68	89
Markbalance kg N/ha				
Handelsgødning	124	0	94	0
Egen husdyrgødning	5	22	3	35
Import husdyrgødning	12	22	3	35
N-fiksering	6	37	4	45
Atmosfære bidrag	16	16	16	16
I alt tilført	163	104	246	137
Høstet	98	47	81	54
Overskud i mark	65	55	65	83
Luftformige tab	22	23	14	18
Tilvækst jordpulje	-1	-10	-4	1
Rest	44	45	55	64

*på økologiske brug er der overvejende tale om helsæd.

**overvejende kløvergræs.

Idet 20% af omlægningen til økologisk drift er sket på lerjord og 80% på sandjord, er ”resten”, jævnfør tabel 1, i gennemsnit 53 kg N/ha på konventionelle brug og 60 kg N/ha på økologiske brug. Den vægtede forskel i resten er således 7 kg N/ha, og som beskrevet i metodeafsnittet indikerer det at udvaskningen er 7 kg N/ha større på økologiske planteavlsbrug end på konventionelle. Det vurderes at de største usikkerheder i denne differensvurdering er knyttet til vurdering af N-fiksering og til ændring i jordpuljen.

10.3 Effekt af omlægning fra konventionelt til økologisk malkekvægbrug

Da 93% af den økologiske mælkeproduktion finder sted på sandjordsbrug, fokuseres der udelukkende på bedrifter på denne jordtype.

Ved valg af de typebedrifter, der sammenlignes, tages desuden højde for, at sammenligningen sker ved samme husdyrtæthed målt i dyreenheder (de./ha). Tabel 2 viser N-balancer for konventionelle brug med henholdsvis under 1,4 de./ha og 1,4-2,3 de./ha og for de økologiske malkekvægbrug. Som beskrevet i metodeafsnittet angiver ”resten” et potentiale for N-udvaskning.

Ved interpolation mellem konventionelle brug med under 1,4 og 1,4-2,3 de./ha kan der beregnes en rest for konventionelle malkekvægbrug med 1,2 de./ha (dyretætheden på økologiske brug) på 65 kg N/ha, og forskellen i rest mellem sammenlignelige økologiske og konventionelle malkekvægbrug er 42 kg N/ha.

Table 2. N-balancer for økologiske og konventionelle malkekvægbrug på sand, baseret på repræsentative regnskaber fra praktiske brug (LCA)

	Konvent. u 1,4 de/ha	Konvent. 1,4-2,3 de/ha	Økologisk
Driftsform			
Vedv. græs %	11	10	11
Brak %	7	6	0
Korn %	38	16	15
Majs/helsæd % *	19	39	26
Sædskiftegræs % **	21	26	47
De. /ha	1,0	1,7	1,2
Bedriftsbalance kg N/ha			
N-overskud	124	167	97
Markbalance kg N/ha			
Handelsgødning	74	57	0
Egen husdyrgødning	106	179	104
Import husdyrgødning	10	0	21
N-fiksering	23	31	75
Atmosfære bidrag	16	16	16
I alt tilført	230	283	217
Høstet	118	139	134
Overskud i mark	112	145	82
Luftformige tab	29	38	26
Tilvækst jordpulje	22	36	35
Rest	62	72	23

* på økologiske brug er der overvejende tale om helsæd.

** overvejende kløvergræs.

I 2003 blev kravene til udnyttelse af husdyrgødning strammet 5% svarende til et reduceret handelsgødningsforbrug på 7 kg N/ha på de konventionelle brug eller en reduktion af udvaskningen på 2 kg N/ha, hvis der regnes med en marginaludvaskning på 33%. På den baggrund må det antages at differensen mellem konventionelle og økologiske malkekvægbrug i 2003 snarere var 40 kg N/ha.

10.4 Gennemsnitseffekt ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug

Da der i 2002 var 70.000 ha på økologiske malkekvægbrug og 77.000 ha på økologiske planteavlbrug er restværdien for økologiske brug i gennemsnit 16 kg N/ha lavere end for sammenlignelige konventionelle brug (gennemsnittet af forskellen for planteavlbrug på -7 og for kvægbrug på 40 kg N/ha). Hvis markoverskuddet, luftformige tab og ændring i jordpulje er rigtigt bestemt, er restværdien som nævnt lig N-udvaskningen. I de gennemførte sammenligninger er det især udbytter i kløvergræs, N-fiksering og ændringer i jordpuljen der giver usikkerhed, og den tilgængelige viden tillader ikke at man kan drage konklusioner mht. om forskellen i udvaskning er større eller mindre end restværdien.

Forskellen mellem de økologiske og konventionelle brug er i høj grad knyttet til forskel i udbredelse og brug af kløvergræs i de to driftsformer. Det er forskelle, som egentlige N-udvaskningsmodeller har svært ved at beregne.

På den baggrund vurderes gennemsnitsforskellen i udvaskning mellem økologiske og tilsvarende konventionelle brug at være 16 kg/ha i 2003.

10.5 Tidligere vurdering af effekten ved omlægning

I forbindelse med VMPII evalueringen blev effekten af omlægning til økologisk drift vurderet til at være 33 kg N/ha (Blicher-Mathiesen et al., 2003) mod nu 16 kg N/ha.

Ændringen skyldes især en forskel i opgørelsen af, hvad omlægning inden for kvægbruget betyder. Ved VMPII evalueringen blev N-udvaskningen fra konventionelle kvægbrug ved starten af VMPII perioden sammenlignet med N-udvaskningen fra økologiske kvægbrug ved slutningen af VMPII perioden. Denne tidsforskel havde stor betydning, fordi der i VMPII var en række stramninger, der reducerede N-tabene kraftigt fra de konventionelle kvægbrug. Fra 1999 til 2002 faldt bedriftsbalancen for konventionelle kvægbrug med under 1,4 de/ha således med 23 kg N/ha (LCA).

I sammenligningen af konventionelle og økologiske kvægbrug til midtvejsevalueringen af VMPIII tages udgangspunkt i samme år, da der ikke er sket væsentlige stramninger for de to driftstyper i evalueringsperioden.

På planteavlområdet er der kun lille forskel på vurderingen til VMPII og vurderingen i dette notat. Det passer med, at der ikke skete en tilsvarende stor reduktion i udvaskningen i VMPII perioden på dette område.

10.6 Referencer

Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jørgensen, U. & Poulsen H.D. 2003. Vandmiljøplan II, Slutevaluering af de enkelte virkemidler, Status 2002, prognose for 2003. Baggrundsnotat DMU og DJF

FOI statistik. <http://www.foi.life.ku.dk/Statistik/Landbrugets%20driftsgrene.aspx>.

LCA. www.lcafood.dk (processes, agriculture)

Petersen, B.M. 2003. C-TOOL version 1.1 A tool for simulation of soil carbon turnover. DJF. 39 pp. <http://www.agrsci.dk/c-tool>

Vinther, F.P. & Hansen, S. 2004. SimDen – a simple model for quantifying N₂O-emmission and denitrification. DJF rapport, markbrug no 104.

11 Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav

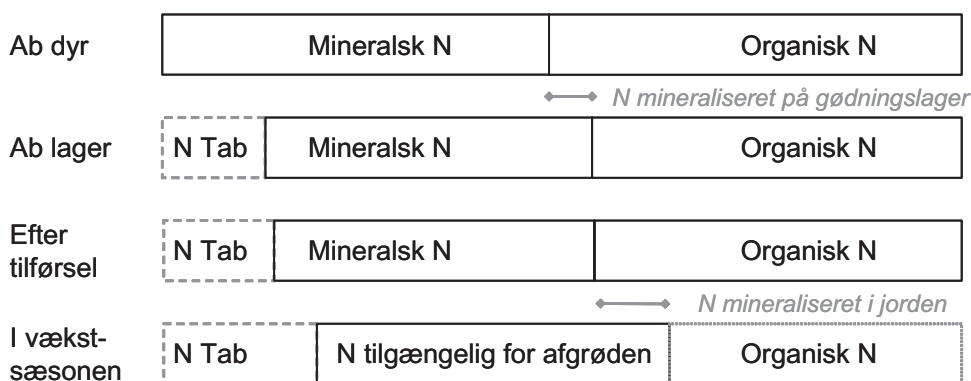
Jens Petersen & Peter Sørensen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
 Aarhus Universitet*

Notatet blev udgivet som DJF-rapport i december 2008 (Petersen & Sørensen, 2008). Her gives et sammendrag af rapporten.

Ved gennemførslen af handlingsplan for bæredygtig udvikling i landbruget har der siden 1992 været stillet minimumskrav til den andel af kvælstof i husdyrgødning, der skal inddrages i gødningsregnskabet ved udarbejdelse af de obligatoriske sædskifte- og gødningsplaner. Dette substitutionskrav kaldes populært for udnyttelseskravet, og kravet er flere gange blevet skærpet. I forbindelse med 2008-evalueringen af Vandmiljøplan III skal det vurderes, om der er grundlag for yderligere skærpelse af substitutionskravet.

Rapporten indledes med en beskrivelse af mængden af husdyrgødning og af udviklingen i husdyrholdet. Omkring halvdelen af det samlede forbrug af kvælstof i planteproduktionen hidrører fra husdyrgødning, hvor kvæg- og svinegylle udgør $\frac{3}{4}$ af den samlede mængde kvælstof i husdyrgødning.

Gødningsvirkningen af kvælstof i husdyrgødning afhænger af, hvorvidt kvælstoffet findes på mineralisk (uorganisk) eller organisk form, samt risikoen for tab fra disse puljer og omsætningen dels under lagring og dels i jorden efter udbringning (Figur 1). Udgangspunktet er, at indholdet af mineralisk kvælstof (ab lager) svarer til plantetilgængeligt kvælstof i husdyrgødning. Tab af kvælstof ved ammoniakemission og denitrifikation vil imidlertid reducere gødningsvirkningen. Modsat vil mineralisering af organisk bundet kvælstof øge andelen af plantetilgængeligt kvælstof. Mineralisering forløber hele året og derfor bliver vækstsæsonens længde af betydning, både for gødningsvirkningen i den første vækstsæson efter udbringning og ved beregning af eftervirkningen i de følgende årtier.



Figur 6. Kvælstof i husdyrgødning, ændringer i forholdet mellem organisk og mineralisk kvælstof samt tab af N under lagring og efter udbringning. Organisk N, der ikke er mineraliseret i den første vækstsæson, indgår i jordens pulje af organisk N, der mineraliseres over flere årtier

Driftsmæssige forhold kan påvirke gødningsværdien af kvælstof i husdyrgødningen, idet plantetilgængeligheden af kvælstof i husdyrgødningen kan påvirkes ved fodringen. Indenfor de seneste år synes ændring i fodringen dog ikke at have været så væsentlig, at det kan give grundlag for en forventning om målbar ændring i gødningsvirkningen af kvælstof i husdyrgødningen.

Gennem de seneste år er der opstået interesse for bearbejdning af gylle, hvilket bl.a. har indflydelse på gødningsvirkningen af kvælstof i husdyrgødningen. Ved bearbejdning af husdyrgødning, primært gylle, tilstræbes en bevidst påvirkning af en række parametre, primært tørstof, kvælstof og fosfor. Generelt kan gylle bearbejdes efter følgende principper: a) kemisk ved tilsætning af stoffer, b) mekanisk ved separering, og c) ved processering med forbrænding af det organiske stof (herunder afgangning i biogasanlæg), enten som selvstændige bearbejdningsmetoder eller i kombination. Bearbejdning af gylle kan øge andelen af plantetilgængeligt (mineralsk) kvælstof på to måder: 1) Reducere gasformige tab af kvælstof eller 2) påvirke forholdet mellem mineralsk og organisk kvælstof, jf. Figur 1. Bearbejdning foretages ikke nødvendigvis af hensyn til næringsstofudnyttelse, men ofte med henblik på afsætning af næringsstoffer udenfor husdyrbrugsbedriften. Ved afgangning af gylle, der her omtales som bearbejdning, men i lovgivningen betegnes forarbejdning, omsættes organisk bundet kvælstof til mineralsk kvælstof, hvorved der kan forventes en højere gødningsvirkning. Dette forudsætter dog, at der ved udbringning tages højde for det forøgede potentiale for ammoniakemission forårsaget af et højt pH i den afgassede gylle. Separering af gylle er en fysisk proces, hvor partikler skilles fra væsken. Der sker således ingen kemiske ændringer, men alene en opdeling i en tørstoffrig fiberfraktion og en flydende fraktion med kun få procent tørstof. Gødningsvirkningen af kvælstof i væskefraktionen er høj, og den kan anvendes som ubearbejdet gylle. Derimod byder fiberfraktionen på væsentlige problemer. Dels kan der ske betydelig emission af ammoniak og drivhusgasser under oplagringen, og dels er gødningsvirkningen af N ofte relativ lav. Stald-forsuring af gylle er den eneste bearbejdningsmetode, der direkte sigter på at fastholde N i husdyrgødningen, idet ammoniakemissionen reduceres i stald, lager og ved udbringning. Herved kan der forventes en højere gødningsvirkning af kvælstof i forsuret gylle. De omtalte former for bearbejdning har også ulemper, hvilket bør inddrages i overvejelserne inden teknologierne implementeres.

Rapporten foretager en sammenstilling af forsøg, hvor førsteårsvirkningen af kvælstof i husdyrgødning er bestemt indirekte i forhold til handelsgødning for de væsentligste kombinationer af gødningstype, afgrøde, udbringningsmetode og udbringningstidspunkt. Den samlede gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning beregnes ved summering af 1) førsteårsvirkningen, 2) tillæg for virkningen af mineraliseret kvælstof for afgrøder med lang vækstsæson plus 3) den akkumulerede eftervirkning. Førsteårsgødningsvirkning er baseret på en række markforsøg i afgrøder med kort vækstsæson, mens eftervirkningen er modelberegnet for en tidshorisont på 10 år. For gylle, fast staldgødning og dybstrøelse vægtes den samlede gødningsvirkning efter sandsynlige udbringningsmetoder og tidspunkter, mens der for bearbejdet gylle tages hensyn til gødningens egenskaber, specielt risikoen for emission af ammoniak. For hver gødningstype gives en vurdering af samlet gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning, som herefter kan danne grundlag for fastlæggelse af substitutionskravet (Tabel 1).

Den samlede gødningsvirkning af kvælstof er i forhold substitutionskravene for vækstsæsonen 2008/09 vurderet til at være:

- uændret for kvæg- og svinegylle, samt for væskefraktionen fra separeret gylle, hvor fiberfraktionen afbrændes,
- højere for ajle, dybstrøelse og minkgylle,
- lavere for fast staldgødning,
- højere for fast staldgødning og dybstrøelse fra fjerkræ, idet gødningsvirkningen af kvælstof for disse typer fjerkrægødning klart adskiller sig fra de tilsvarende gødningstyper fra pattedyr.

Table 1. Andele af det totale indhold af kvælstof i husdyrgødning, der skal anvendes ved beregning af forbruget af kvælstof i husdyrgødning (substitutionskrav) (§21 i Gødskningsbekendtgørelsen, 2008, jf. Gødskningsloven), samlet gødningsvirkning af N i husdyrgødning, samt differens

Gødningstype	Substitutionskrav [%]	Samlet gødnings-virkning af N [%]	Differens [%-point]
Svinegylle	75	75	
Kvæggylle	70	70	
Minkgylle	70	= svinegylle	+5
Fjerkrægødning (dybstrøelse/fast gødning/gylle)	45/65/70	80 ²⁾	+35/15/10
Ajle	65	85	+20
Fast gødning	65	55	-10
Dybstrøelse	45	50	+5
Anden husdyrgødning	65		
Væskefraktion fra separering ¹⁾	85	85	
Afgasset gylle		Minimum 80 ³⁾	+5
Forsuret gylle		85 (svin) / 80 (kvæg)	+10

1) Et selvstændigt substitutionskrav til væskefraktionen, hvor næringsstofferne i fiberfraktionen fra separeret gylle afsættes til forbrænding, og derved udtages fra jordbrugets næringsstofkredsløb.

2) Den samlede gødningsvirkning er vurderet for fast staldgødning, dybstrøelse og gylle.

3) Gødskningsbekendtgørelsen (2008 og tidligere) indeholder ikke et selvstændigt substitutionskrav for afgasset gylle. Substitutionskravet er indirekte, idet det kan fastsættes som for svinegylle, og fremgår af Gødskningsloven.

For afgasset gylle og forsuret gylle vurderes en samlet gødningsvirkning af kvælstof, selvom der ikke eksisterer et selvstændigt substitutionskrav for disse gødningstyper.

Rapporten afsluttes med en generel vurdering af, hvilken effekt en skærpelse af substitutionskravet kan have på nitratudvaskningen. Tilsvarende beskrives effekterne på nitratudvaskning og drivhusgasemission ved anvendelse af bearbejdet husdyrgødning.

Reference

Petersen, J. & Sørensen, P. (2008) Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav (Fertilizer value of nitrogen in animal manures – Basis for determination of a legal substitution rate). Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, DJF-rapport Markbrug nr. 138, 111 pp.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1047>

12 Udviklingen i landbrugets fosforoverskud og forbruget af foderfosfat

Finn P. Vinther
Hanne Damgaard Poulsen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Baseret primært på opgørelser fra Danmarks Statistik og fra Skatteministeriet, som administrerer den i 2005 indførte fosforafgift, beregnes fosforoverskuddet på grundlag af en national bedriftsbalance for landbrugssektoren.

Den samlede tilførsel med handelsgødning, organisk affald og fodermidler er faldet med ca. 4.000 tons P i perioden fra basisåret 2001/02 til 2007/08. Inden for samme periode er fraførsel med vegetabiliske og animalske produkter steget med henholdsvis ca. 1.000 og 1.500 tons, hvilket resulterer i et samlet fald i overskuddet på 6.500 tons P.

Det betyder, at fosforoverskuddet i perioden er reduceret med 23%, og fortsætter denne tendens, vil overskuddet i 2008/09-2009/10 være reduceret med omkring 30% i forhold til basisåret 2001/02, hvilket antyder at målet på 25% reduktion i 2009 synes at blive nået.

En væsentlig del af årsagen til faldet i overskuddet skyldes, at forbruget af foderfosfat er reduceret betydeligt i perioden. Dette skyldes dels prisudviklingen på fosfor, og dels en optimering af fodringsanbefalinger som følge af ny viden om husdyrenes fysiologiske behov for fosfor. Samtidig går udviklingen i retning af at optimere tilsætningen af enzymet fytase, der øger udnyttelsen af fodrets naturlige indhold af fosfor, og det vurderes, at doseringen vil stige i de kommende år således, at forbruget forventes at falde i størrelsesordenen 1000 tons P pr. år.

Antages forbruget af foderfosfat således at falde med 1.100-1.200 tons pr. år i de førstkomende år, og gradvist aftage til 600-800 tons pr. år imod slutningen af VMPIII perioden, samt at alle øvrige poster i bedriftsbalancen er uændrede i forhold til 2007/08, kan det anslås, at fosforoverskuddet i 2015 vil være reduceret med 45-50%. Det er dog vanskeligt at forudsige fremtidens husdyrproduktion, som i høj grad vil være påvirket af prisudviklingen på foder mv., ligesom de forventede ændringer i mælkekvoten kan få afgørende betydning. Hertil kommer, at forbruget af fosfor i handelsgødning også vil være påvirket af prisudviklingen, hvorfor prognosen for 2015 skal derfor tages med forbehold.

12.1 Indledning

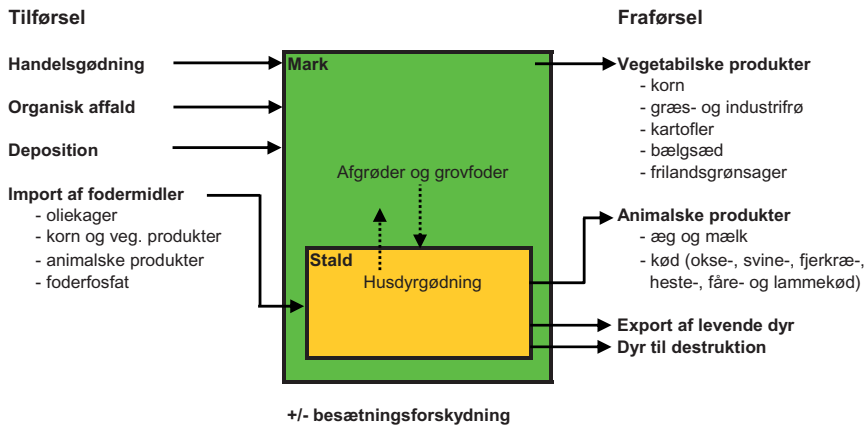
Fosforoverskuddet skal i henhold til VMPIII-aftalen være reduceret med 25% i 2009 og med 50% i 2015 i forhold til 2001/02. Reduktionen søges opnået via en generel forbedring af fosforbalancen på 3.000 tons P, samt via en afgift på foderfosfat, som trådte i kraft d. 1. april 2005.

Der gives her en gennemgang af udviklingen i fosforoverskuddet og forbruget af foderfosfat i perioden 2001/02 til 2007/08, samt en prognose for udviklingen frem til 2015.

12.2 Udviklingen i fosforoverskuddet

Baseret primært på opgørelser fra Danmarks Statistik og fra Skatteministeriet, som administrerer den i 2005 indførte fosforafgift, beregnes fosforoverskuddet på grundlag af en national bedriftsbalance for landbrugssektoren, hvor differencen mellem posterne for tilførsel og fraførsel i Figur 1 udgør overskuddet. Overskuddet opgøres pr. driftsår (1. juli – 30. juni), og grundlaget for evaluere

ringen er 3-års glidende gennemsnit. En detaljeret gennemgang af beregningerne er beskrevet af Kyllingsbæk (2005).



Figur 1. Til- og fraførsler i bedriftsbalancen til beregning af P-overskud

Mht. udviklingen i fosforoverskuddet i perioden 2001/02 til 2007/08 er resultater af delposter vist i Tabel 1-3 og summeret i Tabel 4. Det skal bemærkes, at der for 2006/07 og specielt 2007/08 vil komme justeringer når endelige tal foreligger.

Den samlede tilførsel er i perioden faldet fra 64.500 til 60.700 tons, hvilket er resultat af fald i forbruget af handelsgødning og foderfosfat, og stigning i forbruget af oliekager og -skrå, samt animalske produkter (Tabel 1). Det skal her nævnes, at den samlede fosfortilførsel var væsentligt højere i året før (2000/01).

Udviklingen i forbruget af foderfosfat er mere udførligt beskrevet i et efterfølgende afsnit.

Tabel 1. Tilførsel (tons P) med handelsgødning, organisk affald og fodermidler

Driftsår	Handelsgødning*	Org. affald + atmosfærisk	Fodermidler					I alt
			Oliekager og -skrå	Korn og kornprodukter	Andre vegetabiliske produkter	Animalske produkter	Foderfosfat	
2001/02	15300	6198	16705	3252	859	4225	17950	64489
2002/03	14300	6157	15617	3857	865	4660	17200	62656
2003/04	13600	6156	15313	3577	708	5717	15700	60771
2004/05	14500	6155	17571	3886	555	5746	14500	62912
2005/06	14600	6161	17081	3126	488	6073	13081	60610
2006/07	13000	6161	19346	2717	392	6557	12070	60243
2007/08	13400	6161	19346	2717	392	6557	12118	60692

*Handelsgødning repræsenterer året før aktuelt driftsår, idet gødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår.

Den samlede fraførsel med vegetabiliske produkter har i perioden været noget varierende, med en svagt stigende tendens. Dette forårsaget af et fald i fraførsel med korn- og kornprodukter, samtidig med at fraførsel med græs- og industrifrø er steget betydeligt (Tabel 2).

Tabel 2. Fraførsel (tons P) med vegetabiliske produkter

Driftsår	Korn og kornprodukter	Græs- og industrifrø	Sukkerroer	Frilandsgrøntsager	Andet	I alt
2001/02	7830	1571	1808	202	946	12356
2002/03	5888	1618	1864	200	1229	10798
2003/04	6366	2491	1696	203	1320	12076
2004/05	5972	3568	1802	203	1062	12607
2005/06	5858	2752	1700	206	1056	11572
2006/07	3397	3553	1569	207	1009	9735
2007/08	6023	4479	1630	208	1009	13349

Den samlede fraførsel med animalske produkter har i størstedelen af perioden været forholdsvis konstant, men er steget med ca. 1.000 tons i løbet af det sidste år (Tabel 3).

Tabel 3. Fraførsel (tons P) med animalske produkter

Driftsår	Æg	Mælk	Kvæg	Slagtesvin	Fjerkræ	Hestekød	Fåre- og lammekød	Levende dyr + besætningsforskydning	Dyr til destruktions	I alt
2001/02	141	4364	2291	13580	1820	19	24	-24	1238	23454
2002/03	138	4410	2100	13660	1708	19	26	-292	1278	23047
2003/04	140	4371	2096	13966	1721	17	27	-161	1342	23520
2004/05	143	4376	2069	14259	1731	10	27	-27	1369	23957
2005/06	136	4362	1894	14369	1631	12	29	-249	1302	23486
2006/07	131	4431	1884	14305	1506	12	29	359	1245	23901
2007/08	132	4433	1823	14983	1646	10	29	352	1245	24654

Samlet set resulterer til- og fraførslerne i et overskud, der igennem VMPIII-perioden er faldet fra 28.700 til 22.700 tons P (Tabel 4). Dog medfører et forholdsvis stort fald fra 2000/01 til 2001/02, at det glidende 3-års gennemsnit i samme periode er faldet fra 30.400 tons til ca. 23.400 tons P.

Det skal bemærkes, at overskuddet i basisåret 2001/02 er 200 tons højere end de 30.200 tons nævnt i VMPIII statusnotat 2006. Dette skyldes dels, at revurderingen af landbrugets anvendelse af fiskeprodukter, som blev foretaget af Danmarks Statistik i efteråret 2007, ikke var fuldt implementeret i balancen for perioden 2000/01 til 2005/06, og dels, at der er foretaget en genberegning af anvendelse af foderfosfat for perioden før indførelse af fosforafgiften i 2005.

Danmarks Statistiks revurdering af forbruget af fiskeprodukter medførte, som det er nævnt i VMPIII Statusnotat for 2006, at fosforoverskuddet i basisåret 2001/02 blev reduceret fra 32.700 til 30.200 tons P. Opdaterede tal fra Danmarks Statistik viser imidlertid et lavere forbrug af fiskeaffald i forhold til det forbrug, der ligger til grund for de tidligere offentliggjorte balancer. De opdaterede tal medfører at balancen skal reduceres med yderligere 2.000 – 3.000 tons P pr. år i perioden fra 2000/01 til 2005/06, hvilket betyder, at det reelle overskud i basisåret 2001/02 egentlig skulle have været ca. 28.000 tons P. Genberegning af forbruget af foderfosfat før indførelse af fosforafgiften viser imidlertid et højere forbrug end tidligere vurderet, hvorved overskuddet i 2001/02 i denne genberegnete balance bliver 30.200 tons P i basisåret 2001/02.

Tabel 4. Samlede til- og fraførsler samt overskud

Driftsår	Tilførsel i alt	Fraførsel i alt	Overskud	
			Pr. år	3-års gennemsnit
2000/01	70402	36827	33576	
2001/02	64489	35810	28679	30355
2002/03	62656	33845	28811	27555
2003/04	60771	35596	25176	26778
2004/05	62912	36565	26347	25692
2005/06	60610	35058	25552	26169
2006/07	60243	33637	26606	24949
2007/08	60692	38003	22688	23371

12.3 Sammenligning af bedrifts- og markbalance

Beregning af fosforoverskud på grundlag af markbalancen burde i princippet give samme resultat, som hvis beregnet på grundlag af bedriftsbalancen. Markbalancen, som udover handelsgødning, organisk affald og deposition, også inkluderer tilførsel med husdyrgødning og fraførsel med grovfoder- og salgsafgrøder (Figur 1), anses dog for at være behæftet med større usikkerhed end bedriftsbalancen, idet bedriftsbalancen i høj grad er baseret på handlede mængder, medens markbalancen i højere grad er baseret på handlede og skønnede mængder. Specielt mængden af fosfor som bortføres fra marken med grovfoder afgrøder er vanskelig at bestemme. Eksempelvis kan mængden af fosfor, der fjernes fra en gennemsnits kløvergræs, variere fra ca. 15 til ca. 30 kg P/ha, afhængig af om der afgræsses eller tages slæt.

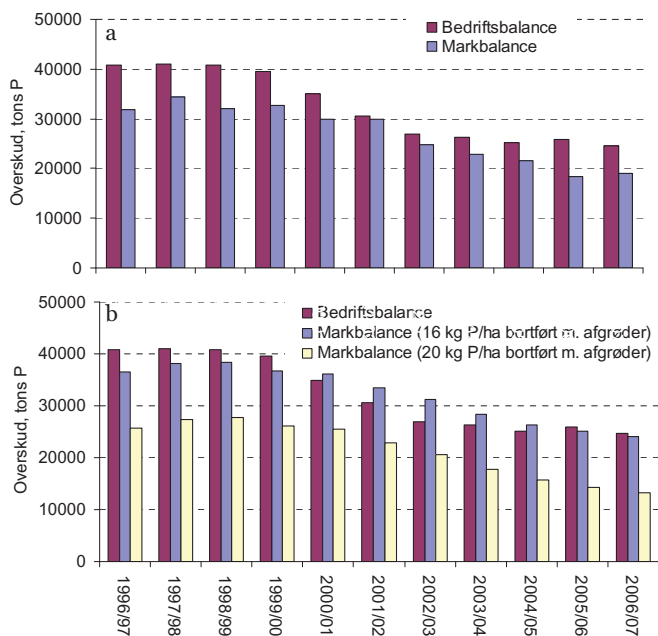
Nedenfor er der givet eksempler på årsager til eventuelle forskelle mellem fosforoverskud beregnet fra henholdsvis en markbalance og en bedriftsbalance, samt redegjort for mulige fejlkilder ved beregning af bedriftsbalancen.

Markbalancerne i de efterfølgende figurer er beregnet med tilførsel af handelsgødning, organisk affald og deposition svarende til mængderne i bedriftsbalancen. Tilførsel med husdyrgødning af dyr, som angivet af Danmarks Statistik, og fraførsel med afgrøder er som udgangspunkt beregnet som 18 kg P/ha multipliceret med dyrket areal i ha.

Det ses i Figur 3a, at der beregnes et væsentligt større overskud med bedriftsbalancen end med markbalancen, specielt i 90'erne og igen i de to sidste år. Det skal dog siges, at anvendelse af samme høstudbytte i alle årene ikke giver det reelle billede. Lavere udbytter i 90'erne rokker dog ikke ved den kendsgerning, at bedriftsbalancen resulterer i et højere overskud end markbalancen. Det skal også nævnes her, at der sandsynligvis er nogle års forskydning mellem de to balancer, således forstået, at tiltag foretaget i forbindelse fx ændret fodringspraksis og indkøb af fodermidler, har en næsten "øjeblikkelig" virkning på bedriftsbalancen, hvorimod sådanne tiltag sandsynligvis først vil komme til udtryk i markbalancen med års forsinkelse.

I Figur 3b ses resultatet af beregninger, hvor fraførsel med afgrøder er henholdsvis øget (20 kg P/ha) og reduceret (16 kg P/ha) med 10%, hvoraf det fremgår, at fraførsel med afgrøder har stor betydning for resultatet. Det kan her nævnes, at en forskel på 5.000 tons P på landsplan svarer til en forskel på 1,8 kg P/ha.

Udover disse variationsmuligheder i markbalancen, kan der også peges på en række usikkerheder ved beregning af bedriftsbalancen, som kan medvirke til de nævnte forskelle. Der skal her nævnes et par af bedriftsbalancens poster, som er blevet undersøgt nærmere med henblik på at forklare forskellene mellem mark- og bedriftsbalancen.



Figur 3. Sammenligning af P-overskud beregnet på grundlag bedriftsbalance og markbalance, hvor der i markbalancen til venstre (a) er regnet med en bortførelse på 18 kg P/ha og i markbalancerne til højre (b) er regnet med 16 og 20 kg P/ha

En af de større poster i bedriftsbalancen er tilførsel med oliefrø, og størrelsen af denne post er noget afhængig af om der regnes med oliekgager eller skrå (Tabel 5), idet der i flg. Fodermiddeltabellen er forskel på indholdet af fosfor i de to produkter. Dansk Landbrugs Grovvarerelskab oplyser, at både for soja og solsikke er mere end 95% af forbruget som skrå, og at det for raps er ligeledes fordelt mellem kager og skrå. I beregningerne er anvendt skrå for soja og solsikke, og for raps 50% skrå og 50% kager, hvilket antyder, at bedriftsbalancen på dette punkt er i overensstemmelse med de faktiske forhold.

Tabel 5. Tilførsel (tons P) afhængig af om der er tale om oliekgager eller olieskrå. Sammenligningen er foretaget for driftsåret 2006/07

Type	Solsikke	Soya	Raps	Andet	I alt
Kager	1649	11306	4249	621	17825
Skrå	2164	11925	4983	622	19694

En anden væsentlig post er import af animalske fodermidler, hvor fiskeprodukterne udgør hovedparten. Selv efter at Danmarks Statistik i efteråret 2007 foretog en revurdering af landbrugets anvendelse af fiskeprodukter, hvor fiskeaffald blev reduceret med 30% og fiskemel med den del, der iflg. Plantedirektoratet anvendes til akvakultur (56.000 tons i 2007), forekommer mængderne stadig at være højere, end hvad der i flg. Dansk Pelsavlerforening anvendes til minkfoder. I 2006/07 har der i flg. Danmarks Statistik været et forbrug af fiskeaffald på 529.000 tons, svarende til ca. 4.000 tons P, hvorimod forbruget til minkfoder i flg. Dansk Pelsavlerforening kun udgør lidt over 200.000 tons eller ca. 1.700 tons P (Landskonsulent for pelsdyr Tor Mikael Lassén, Landscentret; personlig meddelelse). Ved at foretage beregningen på grundlag af det totale foder-

forbrug, som også inkluderer andre fodermidler end fiskeaffald, bliver resultatet ca. 2.800 tons P. Et realistisk skøn for forbruget af fiskeaffald vil derfor som nævnt være i størrelsesordenen 200.000 tons. Det kan i øvrigt nævnes, at forbruget i flg. Danmarks Statistik været jævnt stigende fra lidt under 200.000 tons (ca. 1.300 tons P) i 2001/02 til 529.000 tons i 2006/07. En af årsagerne til denne forskel er givetvis, at en del fiskeaffald bliver anvendt til fremstilling af hunde- og kattefoder, og dermed ikke bør medregnes som foder i landbrugsproduktionen. Konklusionen er derfor, at der fortsat er nogen usikkerhed omkring anvendelse af fiskeprodukter i landbruget. I de beregnede balancer er der dog for nuværende anvendt de af Danmarks Statistik opgjorte mængder, og problemstillingen vil blive undersøgt nærmere.

I Tabel 2 ses, at der i perioden er sket et fald i fraførsel med korn- og kornprodukter, som muligvis ikke skyldes et reelt fald. Dette fald kunne eventuelt være forårsaget af at Danmarks Statistik ikke får indberetninger fra alle eksportører eller kornproducenter, der selv afsætter deres produkter. Hvis fx det observerede fald i fraførsel med korn- og kornprodukter ikke er forårsaget af et reelt fald, men skyldes manglende indberetninger til Danmarks Statistik vil det betyde, at det reelle overskud i 2007/08 skulle være 1.000 - 2.000 tons P lavere end de beregnede ca. 24.000 tons (Tabel 4). Danmarks Statistik kan ikke afvise, at der sker en vis eksport af produkter, som ikke indberettes, men anser dog ikke, at der er tale om mængder af betydning.

Endelig er det blevet undersøgt, om beregningsmetoden for fraførsel af fosfor med animalske produkter skulle være fejlbehæftet. Den væsentligste post her er fraførsel med slagtesvin (Tabel 3). Fraførsel med slagtesvin bliver beregnet på grundlag af Danmarks Statistiks opgørelser af produceret svinekød, som med en slagteprocent (73%) omregnes til slagtet vægt, og derefter med et P-indhold (0,55%) til mængde P. Ved Landscentret (Per Tybirk, personlig meddelelse) er der foretaget en sammenlignende beregning af fraførsel med svineproduktionen i 2006, hvor der, i stedet for produceret svinekød, er taget udgangspunkt i antal og vægt af svin, inkl. eksport af levende svin og smågrise, svin til destruktion og besætningsforskydning, som med et P-indhold også på 0,55% er omregnet til en total mængde fosfor. Denne beregning resulterer i en fraførsel på 14.900 tons, hvilket er i rimelig god overensstemmelse med de 15.200 tons der, inkl. eksport af levende svin og smågrise, svin til destruktion og besætningsforskydning, er beregnet i bedriftsbalancen.

Det fremgår af ovenstående, at der er usikkerheder forbundet med at bestemme fosforoverskuddet såvel på grundlag af markbalancen som bedriftsbalancen, hvilket gør det vanskeligt at opnå fuldstændig overensstemmelse mellem de to balancer.

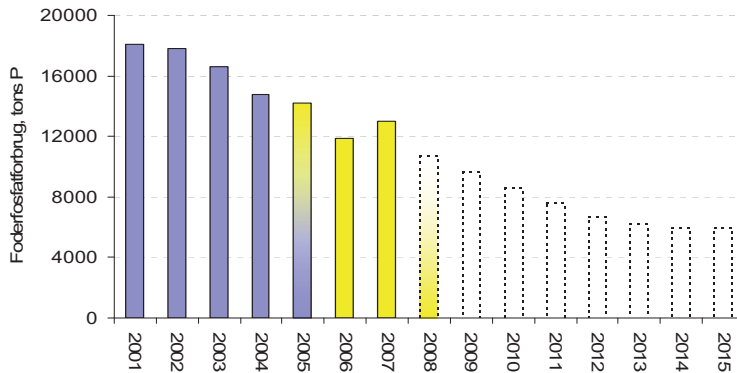
12.4 Udvikling i forbruget af foderfosfat

Fosfor er et livsnødvendigt næringsstof for alle levende organismer. Derfor er det vigtigt, at foderet indeholder tilstrækkeligt fosfor til at dække husdyrenes fysiologiske betingende behov. På grund af et mangelfuldt kendskab til husdyrenes nøjagtige behov og til fosfors biotilgængelighed i foder og mineralske foderfosfater har det tidligere været almindelig praksis at tilsætte foderet så meget foderfosfat, at man var sikker på, at husdyrenes behov var dækket, hvilket imidlertid medførte en forholdsvis høj udskillelse af fosfor i gødningen. Med henblik på at reducere husdyrenes fosforudskillelse er der inden for de seneste år derfor iværksat en række fodringsmæssige tiltag, som fx mere præcis fodring i forhold til dyrenes behov, og/eller tilsætning af fytase til foderet for at øge biotilgængeligheden af fytat-bundet fosfor. En udførlig gennemgang af de omtalte forhold omkring fosforomsætning og -udnyttelse hos husdyr, samt potentialet for at reducere fosforudskillelsen er beskrevet af Poulsen et al. (2005) og Sehested et al. (2005).

Pr. 1. april 2005 blev der indført en afgift på foderfosfat for at begrænse brugen af foderfosfater yderligere. Afgiften, som administreres af Skatteministeriet, er siden afgiftens indførelse brugt som grundlag til vurdering af foderfosfatforbruget. Før dette tidspunkt er forbruget beregnet ud fra fodersammensætningen (standardfoder), som bliver brugt ved beregning af normal for husdyrgødningens indhold af bl.a. fosfor. Det totale forbrug af foderfosfat fås ved at foderstoffernes eget fosforbidrag fratrækkes standardfoderets fosforindhold, og der opskaleres til landsniveau for

hele husdyrproduktionen. En sammenligning mellem dette beregnede forbrug og det af Skatteministeriets opgjorte forbrug viser en fin overensstemmelse.

Udviklingen i forbruget i 2006 og 2007 er opgjort til ca. 11.900 og 13.000 tons, hvilket er et fald i forhold til forbruget i 2001/02 på omkring 30% (Figur 2). Faldet i forbruget af foderfosfat skyldes, at der løbende etableres bedre fodringsanbefalinger som følge af ny viden om husdyrenes fysiologiske behov for fosfor, men da der samtidig sker ændringer i husdyrholdets størrelse påvirker dette også det totale forbrug. Forbruget af foderfosfat er størst i svineproduktionen (omkring 60%) efterfulgt af kvæg- og fjerkræproduktionen, hvorfor især ændringer i størrelsen af svineproduktionen påvirker forbruget af foderfosfat. Faldet i foderfosfatforbruget pr. tons foder skyldes, at en stadig større andel af foderfosfat erstattes med tilsætning af mikrobiel fytase ved fremstilling af foder til svin og fjerkræ. Langt det meste fabriksfremstillede foder tilsættes nu fytase, idet det kun er mindre specialproduktioner, hvor foderfosfat ikke substitueres med fytase. Samtidig går udviklingen i retning af at øge tilsætningen af mængden af fytase, og det vurderes, at doseringen med fytase vil stige fra den nye fodrings sæson 2008, idet der i forsommeren 2008 er etableret nye fodringsanbefalinger vedr. brug af fytase til svin. Dette sammenholdt med den markante prisstigning, der er set på foderfosfat over den seneste tid, medfører, at forbruget af foderfosfat forventes at falde med 1.100-1.200 tons pr. år over de førstkomende år, hvorefter det årlige fald gradvist forventes at blive mindre og ligge på omkring 600-800 tons pr. år. Markante langsigtede ændringer i husdyrproduktionens omfang kan dog få indflydelse på den forventede udvikling i forbruget. Af hensyn til husdyrsundheden er der dog en nedre grænse for hvor meget foderfosfatforbruget kan reduceres. Med den nuværende husdyrproduktion er denne grænse ca. 6000 tons P (Poulsen & Sehested, 2005), som med de nævnte forudsætninger vil blive nået omkring 2014 (Figur 2).



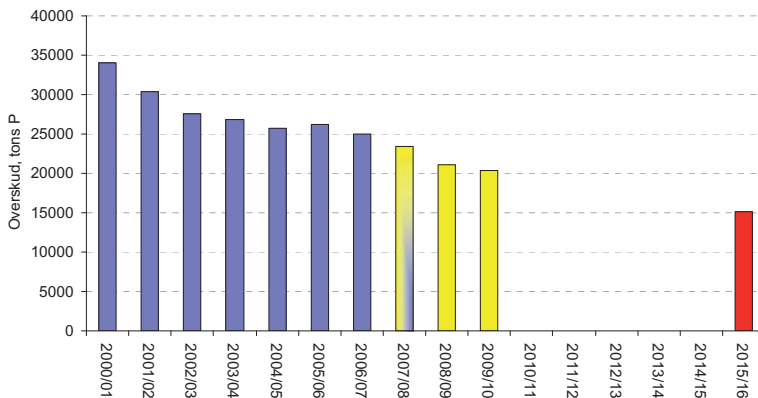
Figur 2. Udviklingen i forbruget af foderfosfater pr. kalenderår 2001-2008, samt anslået forbrug 2009-2015. For årene indtil 2006 er forbruget beregnet ud fra normaltal og foderforbrug (blå søjler). Sidste halvdel af 2005 til første halvdel af 2008 er baseret på opgørelser fra Skatteministeriet (gule søjler), og den resterende periode er baseret på anslået forbrug

12.5 Prognose for fosforoverskud

I Figur 3 er udviklingen i fosforoverskuddet (3-års glidende gennemsnit) vist for driftsårene 2000/01 indtil 2007/08, hvor der for det sidste driftsår som nævnt vil komme justeringer, når endelige tal foreligger. Desuden vises en prognose for 2008/09 og 2009/10, hvor 2008/09 er estimeret på grundlag foderfosfatforbrug i første halvdel af 2008, og hvor en overvejende del af de øvrige poster er uændret i forhold til 2007/08. Overskuddet i 2009/10 er estimeret ud fra det forventede fald i forbrug af foderfosfat og alle øvrige poster uændrede i forhold til 2008/09. Resultaterne for de tre sidste år skal altså tages med et vist forbehold. Målsætningen i 2015 for reduktionen i fosforoverskuddet er ligeledes vist i Figur 3.

Som det fremgår af Figur 3 skete der et betydeligt fald i overskuddet fra 2000/01 til 2001/02, og faldet i den efterfølgende 6-års periode indtil 2007/08 har været noget mindre. Årsagerne til det mindre fald i overskuddet i denne 6-års periode kan summeres i følgende hovedtendenser:

- Fraførsel med animalske produkter har stort set været konstant i perioden, idet svineproduktionen siden 2001 har været stagnerende og med uændret produktion fra 2004 til 2006. Dog en mindre stigning igen i 2007/08.
- Fraførsel med vegetabiliske produkter har været forholdsvis konstant, idet fraførsel med kornprodukter har været faldende og med industrifrø stigende.
- Ses bort fra foderfosfat, har der i perioden været en stigning i import af fodermidler svarende til ca. 4.000 tons P.
- Forbruget af foderfosfat pr. driftsår har været jævnt faldende fra ca. 18.000 til 12.000 tons. Forbruget anslås for hele kalenderåret 2008 at blive knapt 11.000 tons, og forventes at falde yderligere i de kommende år.



Figur 3. Fosforoverskud (3 års glidende gennemsnit) i perioden 2000/01-2009/10 i tons P på landsplan. Gule søjler er baseret på delvist anslåede og estimerede værdier. Rød søjle viser VMPIII målet i 2015.

Det betyder, at fosforoverskuddet i 2008/09 og 2009/10 vil være reduceret med henholdsvis 30 og 33% (Tabel 6), hvilket indikerer at målet på 25% reduktion i 2009 vil blive nået.

Table 6. Bedriftsoverskud (3-års glidende gennemsnit) i perioden 2001/02-2015/16, samt % reduktion i forhold til basisåret 2001/02. Perioden efter 2006/07 er baseret på skønnet forbrug af foderfosfat (se tekst)

Driftsår	Fosforoverskud tons P	Reduktion i forhold til 2001/02
2001/02	30355	
2002/03	27555	9
2003/04	26778	12
2004/05	25692	15
2005/06	26169	14
2006/07	24949	18
2007/08	23371	23
2008/09	21076	31
2009/10	20269	33
2010/11	18703	28
2011/12	17803	41
2012/13	17136	44
2013/14	16662	45
2014/15	16484	46
2015/16	16305	46

Antages forbruget af foderfosfat at falde som beskrevet ovenfor og alle øvrige poster i bedriftsbalancen er uændrede i forhold til 2007/08, kan det således beregnes, at fosforoverskuddet i 2015 vil være reduceret med ca. 45%. Det er dog særdeles vanskeligt at forudsige fremtidens husdyrproduktion, som i høj grad vil være påvirket af prisudviklingen på foder m.v., ligesom de forventede ændringer i mælkekvoten kan få afgørende betydning. Hertil kommer, at forbruget af fosfor i hande/gødning også vil være påvirket af prisudviklingen, hvorfor prognosen for 2015 skal tages med et stort forbehold.

12.6 Referencer

- Kyllingsbæk, A. 2005. Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud i dansk landbrug 1979-2002. DJF rapport 116, 100 pp.
- Poulsen, H. D. & Sehested, J. 2005. Fodringsrelaterede virkemidler og deres effekt på fosforudskillelsen i husdyrgødning. I: Poulsen, H. D. & Rubæk, G. (red.): Fosfor i dansk landbrug – Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport 68, 73-75.
- Poulsen, H.D., Sehested, J. & Johansen, K. 2005. Husdyr og fosfor. I: Poulsen, H. D. & Rubæk, G. (red.): Fosfor i dansk landbrug – Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport 68, 39-45.
- Sehested, J., Johansen, K. & Poulsen, H.D. 2005. Muligheder for at reducere indholdet af fosfor i husdyrgødningen. I: Poulsen, H. D. & Rubæk, G. (red.): Fosfor i dansk landbrug – Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport 68, 45-69.

13 Konsekvenser af klimacændringer for vandmiljøet

Jørgen E. Olesen
*Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet*

Klimaet er allerede under forandring, og dette er medvirkende til de forandring, der allerede nu ses i afgrødevalget i landbruget. Den eksplosive vækst i arealet med majs er således nært koblet til et varmere klima. Klimaet er tilsvarende blevet vådere (især vinteren) over de seneste årtier. Dette er medvirkende årsag til den forsat høje udledning af kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Samtidig betyder de vådere vintre, at det i stigende grad bliver vanskeligt at holde lavtliggende arealer i dyrkning. Disse effekter vil blive forstærket over de kommende årtier under de forventede klimaændringer. Dette medfører konsekvenser ikke blot for landbruget, som må tilpasse sig ændringerne, men også for natur og miljø, som både direkte og indirekte vil blive påvirket af klimaændringerne. Klimaændringerne vil medføre ændrede dyrkningsmønstre i landbruget og ændrede forhold for naturen. Dette giver et behov for at revurdere samspillet mellem landbrug og natur i det danske landskab, som også bør afspejle sig i implementeringen af EU's Vanderammedirektiv. Det forventes, at klimaændringerne vil give behov for nye og forstærkede tiltag til reduktion af kvælstof- og fosfortabene fra landbruget til vandmiljøet.

13.1 Indledning

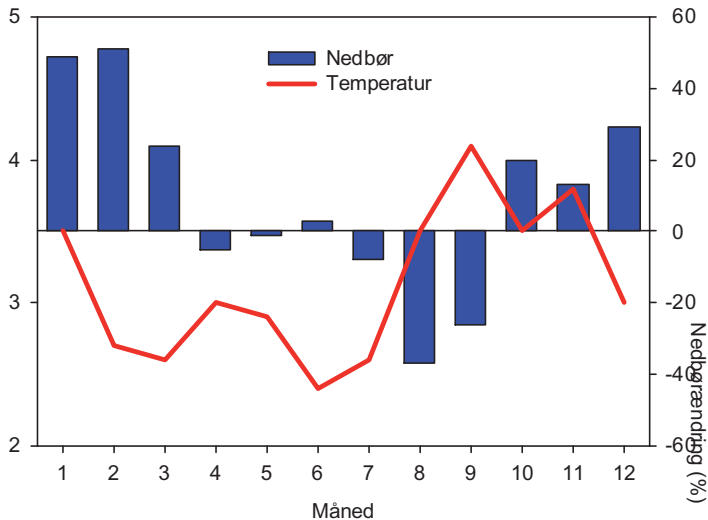
De menneskeskabte klimaændringer skyldes udledning af drivhusgasser, især kuldioxid, metan, lattergas og CFC. Den samlede udledning af disse gasser er stigende og forventes frem til år 2100 at føre til en stigning den globale middeltemperatur på mellem 1,4 og 5,8 °C (IPCC, 2007). Variationsbredden er udtryk for variation mellem en række mulige scenarier for udslip af drivhusgasser samt usikkerhed i klimamodellerne. De forskellige emissionsscenarier er udtryk for forskellige udviklingsmuligheder for verdens befolkningstilvækst, energiforbrug, velstand m.v. Selv med en stabilisering af atmosfærens indhold af drivhusgasserne på det nuværende niveau vil der ske en yderligere global temperaturstigning på op mod 1 °C (IPCC, 2007). Det skyldes, at klimaet er meget afhængigt af havtemperaturen, og det tager lang tid at få varmet oceanerne op.

Menneskeskabte klimaændringer er dog ikke blot noget, der hører fremtiden til. Over de seneste 50 år er den globale middeltemperatur steget med 0,6 °C, og temperaturstigningerne i Danmark har på det seneste endda været endnu større. I Danmark har dette ført til en forlængelse af vækstsæsonen med ca. en måned. Samtidigt har nedbørsmønstrene ændret sig. På verdensplan er der blevet mere udbredt tørke, især i de subtropiske områder. Det ses i Europa mest tydeligt i Middelhavsområdet, hvor stigende hyppighed af tørke har ført til stigende pres på vandingsystemerne. I Nordeuropa har der derimod været en stigning i nedbørmængderne. For Danmarks vedkommende er nedbørmængden steget med ca. 100 mm over de sidste 50 år. Ændringen er næste udelukkende sket i vinterhalvåret.

Det er dog ikke kun gennemsnitsklimaet, der har ændret sig. Der er også blevet flere ekstremer. Over det meste af verden er størrelsen og hyppigheden af meget intens nedbør steget. Det hænger sammen med, at varm luft kan rumme mere vanddamp, og dermed bliver der også mulighed for meget større nedbørmængder under regnvejr. De højere temperaturer og dermed højere energiindhold i atmosfæren giver også mulighed for kraftigere storme. Om sommeren vil tørre klimaområder, som fx i Sydeuropa, kunne opleve meget større variation i temperatur og nedbør fra år til år.

13.2 Scenarier for klima og arealanvendelse

Klimaændringerne afhænger af, om det lykkes at begrænse udledningerne af drivhusgasser. Dette afspejles i forskellige scenarier for udledning af drivhusgasser. Nogle af de mest anvendte scenarier kaldes A2 og B2, hvor A2 betegner et scenarie med høje udledninger og B2 et scenarie med betydelige tiltag til reduktion af udledningerne. For de mest anvendte emissionsscenarier ventes de menneskeskabte klimaændringer i år 2100 at føre til stigninger i den årlige danske middeltemperatur på 3-5 °C i forhold til 1990-niveauet (Olesen et al., 2006). Nedbøren i Danmark vil i vinterperioden stige med 20-40%, mens nedbøren i sommerperioden vil falde med 10-25% (figur 1). Man forventer samtidig havspejlsstigninger på 25-50 cm. Klimaændringerne i år 2050 bliver noget mindre. Til gengæld er der også meget mindre variation mellem de forskellige emissions-scenarier. Det betyder, at vi med nogenlunde sikkerhed kan forudsige de generelle klimaforhold ca. 50 år frem. Hvad der kommer til at ske herefter, afhænger meget af, om det lykkes at reducere udledningerne af drivhusgasser.



Figur 1. Modelberegninger af ændringer i temperatur og nedbør i Danmark under A2 scenariet i 2080-2100 i forhold til 1961-90 (Christensen og Christensen, 2007)

Sæsonvariationen i ændringer i temperatur og nedbør i Danmark i 2080-2100 under A2-scenarier er vist i figur 1. Nedbørstigningerne forekommer især i vinterhalvåret, mens der især sker et fald i nedbøren i sensommeren. Den tørrere sensommer er koblet til lidt højere temperaturstigninger på denne årstid. For hver grads stigning i middeltemperatur rykker klimazonerne i Europa ca. 2-300 km nordpå. Frem til år 2050 forventes temperaturstigninger på 1,5-2,0 °C. Det giver et klima, der stort set svarer til det nuværende klima i Holland eller Midtjylland.

13.3 Arealanvendelse og afgrødevalg

Afgrødernes udbytte afhænger overordnet af tre forhold: 1) længden af den aktive vækstperiode, 2) den daglige produktion i vækstperioden, og 3) andelen af tørstofproduktionen, der går til høstbart udbytte. Alle disse faktorer varierer mellem afgrøderne og påvirkes også af klimaændringer. Et øget CO₂-indhold øger produktionen i de fleste afgrøder (majs er en undtagelse). For afgrøder, som ikke modner (fx græs og sukkerroer), vil en øget temperatur øge længden af vækstperioden og dermed give større udbytter, forudsat at der ikke optræder vandmangel (Olesen et al., 2006).

I enårige landbrugsafgrøder, som fx korn, raps og kartofler, er planternes udviklingsforløb afhængig af temperatur og daglængde. En temperaturstigning vil i disse afgrøder reducere længden af den aktive vækstperiode, fordi afgrøderne vil modne tidligere. Dette vil alt andet lige reducere udbyttet. Reduktionen i udbytte er størst i vintersæd og mindre i vårsæd, hvor det er muligt at modvirke en del af effekten gennem tidligere såning, således at afgrøderne bedre udnytter de gunstige lysforhold om foråret. Et øget udbytte vil især kunne opnås ved at skifte afgrødearter og sorter.

Klimaændringerne vil formentlig ikke i nævneværdig grad påvirke kvægbrugene, som i stort omfang allerede er skiftet til fodring med kløvergræs og majs. Det svarer stort set til de sædskifter, der praktiseres på intensive kvægbrug i Tyskland og Holland. Dog vil udbytterne i græsmarkerne blive stimuleret ikke blot af den længere vækstsæson, men også af det højere CO₂ indhold, som især er gavnligt for kløver og andre bælgplanter. Majsarealet er vokset kraftigt over de sidste 10-20 år. Dette har primært været drevet af de varmere sommertemperaturer og den længere vækstsæson.

I et varmere klima vil vinterhvede udvikle sig hurtigere. Hvis udbyttetab skal undgås, må der dyrkes sorter, som udvikler sig langsommere og blomstrer på omtrent samme tid som for nuværende. Afgrøden vil under alle omstændigheder modne tidligere end nu. Det giver en længere periode i efteråret med bar jord og større risiko for kvælstofudvaskning i efterår og vinter. Der bliver derfor et øget behov for at dyrke efterafgrøder eller mellemafgrøder, som kan samle den overskydende kvælstofmængde op.

Danmark vil fortsat have et gunstigt klima for dyrkning af vinterraps, og med en tidligere høst af vinterhvede, kan det blive attraktivt at så vinterrapsen efter vinterhvede. Nye frøafgrøder, som solsikke og sojabønne, kræver temperaturstigninger på 2-4 °C før de bliver interessante for dyrkning i Danmark. De nye afgrøder vil dukke tidligst op i de sydlige egne af landet, mens klimaændringer først forventes at føre til egnede forhold i de nordlige egne af landet 20-30 år senere.

En temperaturstigning på 1-2 °C giver mulighed for at dyrke majs til modenhed i Danmark. I første omgang vil kernemajs til svinefoder formentlig blive høstet i våd tilstand og opbevaret i gastætte siloer. Med de senere års høje sommertemperaturer praktiseredes dette allerede i 2007 på ca. 2500 ha i Danmark, og arealet er stigende. Et stigende areal med majs i Danmark vil øge fokus på denne afgrødes miljøbelastning, og det medfører behov for dyrkning af efterafgrøder efter majs for at undgå tab af kvælstof og fosfor.

13.4 Næringsstofanvendelse og tab

Stigende udbytter i planteavlen som følge af varmere klima og højere CO₂ koncentration vil formentlig øge behovet for kvælstofgødsning, hvis kvaliteten i afgrøderne skal opretholdes, og det større udbyttepotentiale realiseres. Samtidig må det forventes, at øget jordtemperatur vil øge omsætningen af jordens organiske stof i efterårs- og vintermånederne, som igen vil øge frigørelsen af mineralsk kvælstof i jorden, hvilket kan føre til øget kvælstofudvaskning. En øget vinternedbør vil også øge risikoen for kvælstofudvaskning til vandmiljøet.

Olesen et al. (2004a) har for ensidig vinterhvede beregnet effekten af scenarier for klimaændringer for det økonomisk optimale niveau for kvælstofgødsning. Stigningen i beregnet optimal N-gødsning for A2- og B2-scenarierne for år 2050 ligger på 7 til 44 kg N/ha for A2 og -3 til 24 kg N/ha for B2. I begge scenarier var der en stigning i N-udvaskningen for et Vestdansk klima, hvorimod der især for lerjorderne var en tendens til et fald for et Østdansk klima. Effekterne af klimaændringer på miljøet kan derfor meget vel have en regional variation i Danmark. Desuden spiller jordtypen en rolle. Andersen et al. (2006) fandt ved anvendelse af en simpel empirisk model for N-udvaskning, at klimaændringer frem til 2080 under A2-scenariet ville øge N-udvaskningen med 9% i et lerjordsopland og 7% i et sandjordsopland.

Modelberegninger viser, at øget anvendelse af vårsæd med efterafgrøder vil kunne begrænse stigningen i N-udvaskningen (Olesen et al., 2004b). Det er sandsynligt, at en øget anvendelse af mellemafgrøder i vintersædsdyrkingen også vil have en gunstig effekt, da klimaændringer vil give tidligere høst i korn- og frøafgrøder og medføre senere såning af vintersæden. Dette giver en længere vækstperiode for mellemafgrøder i efteråret, som dermed får større muligheder for effektivt at samle kvælstof op fra både over- og underjord.

Tab af fosfor fra landbrugsjorden til vandmiljøet sker enten i form af opløst fosfor eller som partikelbundet fosfor (Kronvang et al., 2007). I begge tilfælde transporteres fosforet typisk med vand via udvaskning, overfladisk afstrømning eller erosion til vandløb, søer og fjorde. De forventede klimaændringer med mere intens nedbør og større nedbørmængder uden for vækstperioden vurderes at ville øge risikoen for fosfortab betydeligt, og det gælder alle de tabsprocesser, der vedrører vandbevægelse (Andersen et al., 2006). Ved anvendelse af en simpel empirisk model for P-tab til vandmiljøet fandt Jeppesen et al. (2008), at klimaændringer frem til år 2080 under A2-scenariet vil øge P-tabet med ca. 7%.

Det skal understreges at de foreliggende beregninger af tab af kvælstof og fosfor til vandmiljøet er behæftet med betydelige usikkerheder, som er knyttet til både de modeller der er blevet anvendt, til klimascenarier og til hvilke ændringer i dyrkningspraksis, som klimaændringerne vil afføde. Det er sandsynligt, at stigningerne i tabene til vandmiljøet vil blive større end de angivne værdier, da de nyeste beregninger af klimaændringer viser stigende værdier for ekstremnedbør (øget nedbørintensitet), hvilket sammen med øget længde af tørkeperioder vil øge risikoen for tab af både kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Disse forhold er der ikke i tilstrækkelig grad taget højde for i de foreliggende modelberegninger.

13.5 Tilpasninger til klimaændringer

Stigninger i vandstanden vil visse steder i landet give anledning til oversvømmelser eller til så høj grundvandstand, at landbrugsmæssig udnyttelse umuliggøres. Dette kan være tilfældet langs nogle fjorde samt vandløb med meget lille fald. Problemet vil nogle steder kunne løses med diger, hvilket dog kan have negative konsekvenser for naturen. Alternativt kan disse arealer opgives til landbrugsmæssig udnyttelse. Klimaændringer giver således i sig selv et incitament til retablering af vådområder langs en række vandløb. Dette kan udnyttes aktivt til at beskytte vandløbene mod tilførsel af kvælstof og fosfor fra nærliggende landbrugsarealer.

Under uændrede produktionsforhold og miljøregulering forventes klimaændringer som nævnt ovenfor at medføre større udledning af fosfor og til dels kvælstof til vandmiljøet. Der er dog fortsat store usikkerheder omkring størrelsen af disse ændringer i udledningerne. De stigende vandtemperaturer giver samtidig grundlag for øget algevækst og iltsvind i de indre danske farvande (Søndergaard et al., 2006). Tilsammen vil de stigende udledninger og den større følsomhed i vandmiljøet indebære behov for yderligere tiltag til reduktion af udledningerne, hvis miljøbeskyttelsen af danske søer, fjorde og indre farvande skal opretholdes. Der er fortsat en række muligheder for yderligere at reducere tabene fra de dyrkede landbrugsarealer, især gennem øget anvendelse af efter- og mellemafgrøder samt tilpasning af jordbearbejdnings- og gødskningsstrategier. Det er dog tvivlsomt, om disse tiltag vil være tilstrækkeligt effektive, og der vil formentlig også blive behov for i større omfang at skabe bufferarealer mellem de dyrkede landbrugsarealer og vandmiljøet. Sådanne bufferarealer vil kunne opsamle udvasket kvælstof og fosfor inden dette havner i det følsomme vandmiljø.

13.6 Konklusion

De forventede klimaændringer vil i forhold til de fleste andre regioner i verden stille dansk landbrug gunstigt produktionsmæssigt. Det vil øge presset for en fortsat intensiv landbrugsproduktion i Danmark, og dermed også presset på naturen og vandmiljøet. Hvis vi skal kunne opretholde en acceptabel natur og en god kvalitet af vandmiljøet i Danmark, må der formentlig i højere grad ske

en adskillelse mellem det intensivt dyrkede landbrug og den sårbare terrestriske og akvatiske natur. Der er brug for effektive bufferarealer mellem landbrug og natur, som mindsker næringsstofpåvirkningen fra landbruget på naturen. Samtidig må landbruget bidrage til at fjerne næringsstoffer fra den natur, som allerede er blevet forurennet med både kvælstof og fosfor. Det kan fx ske ved at fjerne høstet biomasse og anvende det som biomasse til energiformål i landbruget, fx i biogasanlæg.

Klimaændringerne forventes isoleret set at øge risikoen for tab af både kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Størrelsen af disse ændringer i tab er dog endnu dårligt kendt, da tabene bestemmes af et kompliceret samspil mellem effekter af CO₂-koncentration, temperatur og nedbør, kvalitet af plantemateriale samt omsætning og transport i jorden. Desuden vil klimaændringernes effekter på arealanvendelse og landskabets struktur få stor betydning for transporten til recipienter og for disses følsomhed over for klimaændringer. Der er behov for grundlagsskabende viden om klimaets betydning for omsætnings- og transportprocesser og for at få denne viden inkluderet i eksisterende simuleringmodeller på mark-, bedrifts- og landskabsniveau. Der er desuden behov for at udvikle og evaluere effektivitet af både eksisterende og nye metoder til reduktion af tabene af næringsstoffer til vandmiljøet som følge af klimaændringer. Der bør ses på metoder på flere skalaer: 1) mark (fx jordbearbejdning, efterafgrøder, mellemafgrøder, gødskning), 2) bedrift (fx teknologier til gødningshåndtering, fodring), og 3) landskab (fx hegn, bufferzoner langs vandløb, særlige filterzoner for kvælstof og fosfor). Klimaændringerne vil samtidigt påvirke de omsætningsprocesser i jord og husdyrgødning, der betinger emissioner af CO₂, metan og lattergas. Der er derfor også brug for undersøgelser, der grundlæggende skal 1) belyse klimaets betydning for de processer, der giver anledning til emissioner af drivhusgasser, samt 2) klarlægge effektiviteten af tiltag til reduktion af landbrugets emissioner under et ændret klima.

13.7 Referencer

- Andersen, H.E., Kronvang, B., Larsen, S.E., Hoffmann, C.C., Jensen, T.S. & Rasmussen, E.K. 2006. Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin. *Science of the Total Environment* 365, 223-237.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B. 2007. A summary of PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century. *Clim. Change* 81, 7-30.
- IPCC 2007. Summary for Policymakers. I Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. & Miller, H.L. (red.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K.M., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Bekioglou, M., Ozen, A. & Olesen, J.E. 2008. Climate change effects on runoff, phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* (in press).
- Kronvang, B., Vagstad, N., Behrendt, H., Bøgestrand, J. & Larsen, S.E. 2007. Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview. *Soil Use and Management* 23, 104-116.
- Olesen, J.E., Petersen, S. O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M. H., Jacobsen, B. H., Vesterdal, L., Jørgensen, A. M. K., Christensen, B. T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. 2004a. Jordbrug og klimaændringer – samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109.
- Olesen, J.E., Rubæk, G., Heidmann, T., Hansen, S. & Børgesen, C.D. 2004b. Effect of climate change on greenhouse gas emission from arable crop rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 147-160.

Olesen, J.E., Jacobsen, B.H., Thorup-Kristensen, K., Andersson, N., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M., Nielsen, B.L. & Boelt, B. 2006. Tilpasning til klimaændringer i landbrug og havebrug. DJF rapport Markbrug nr. 128.

Søndergaard, M., Kronvang, B., Pejrup, M. & Sand-Jensen, K. (red.) 2006. Vand og vejr om 100 år. Klimaforandringer og det danske vandmiljø. Hovedland. 144 s.

14 Opdateret notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagingsforpligtigheden

Jesper Waagepetersen
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Torben Moth Iversen
Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Brian Jacobsen
Fødevareøkonomisk Institut
Københavns Universitet

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet og Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet er af Fødevareministeriet og Miljøministeriet den 20. juni 2008 blevet bedt om at gennemgå den i notater af 5. oktober 2007 og 12. november 2007 (DJF, FØI og DMU, 2007a og b) foretagne konsekvensvurdering og i det omfang, der vurderes at være nye forudsætninger eller ny viden, at ajourføre denne. Særligt anmodes forskningsinstitutionerne om at inddrage de forventede effekter af regeringens brak-indsatsplan fra februar 2008 samt opgørelse fra Direktoratet for FødevareErhverv om opdyrkning af ca. 83.000 ha brak i 2008. Der anmodes om en ajourføring vedrørende konsekvenserne for kvælstofudvaskning, fosfortab, pesticidforbrug og -belastning, naturforhold og klima.

14.1 Sammenfatning

- Det samlede udtagingspligtige brakareal var i 2007 ca. 148.000 ha. I 2008 faldt dette brakareal med ca. 83.000 ha. Faldet var størst på sandjordene i Nord- og Vestjylland.
 - Ud fra en analyse af de forventede effekter for landbrugserhvervet af sundhedstjekket af EU's landbrugspolitik skønnes det, at af de ca. 148.000 ha udtagingspligtige braklagte arealer i 2007 vil på sigt
 - 80-120.000 ha komme i omdrift
 - 0-20.000 ha blive udlagt med vedvarende græs
 - 20-60.000 ha fortsat være udyrket.
- I notat af 12. november 2007 (DJF, FØI og DMU 2007b) skønnedes det at 50-100.000 ha af de udtagingspligtige brakarealer ville komme i omdrift.
- Et øget omdriftsareal på 80-120.000 ha vurderes alt andet lige på sigt at
 - øge kvælstofudvaskningen med 300-500 t N/år
 - øge ammoniakemissionen med 1.300-1.900 t N/år
 - øge emissionen af drivhusgas med 110-170.000 t CO₂/år.
 - Kvælstofkvoten er på landsplan uafhængig af størrelsen af det dyrkede areal, idet kvælstofnormen i kg N/ha reduceres når det dyrkede areal udvides. Der er dog en tidsforsinkelse på to år, før en arealudvidelse slår igennem i reduceret normer. Med et øget omdriftsareal på op til 120.000 ha i 2008 og 2009 vil der derfor være en merudvaskning af kvælstof på 5-7.000 t N/år, og en meremission af drivhusgasser på 190-350.000 t CO₂/år i disse to år.
 - Pesticidforbruget vurderes at stige med 5-8% i mængden af aktivstoffer i de første år efter opdyrkning af 80-120.000 ha brak og med 4-5% derefter. Ændringen i behandlingshyppighed forventes at være marginal.
 - Fosfortabet til vandmiljøet ved opdyrkning af brak er afhængig af en række risikofaktorer. Ud fra en vurdering af de forskellige tabsveje for fosfor skønnes det, at fosfortabet til vandmiljøet alt andet lige permanent vil blive øget med 7-18 t P.

- Naturen påvirkes ved opdyrkning af brak i overvejende negativ retning. Naturindholdet nulstilles på de arealer der opdyrkes. Det er især et problem på tørre jorde, hvor der kan være udviklet værdifuld natur, men det er et generelt problem for arter, der ikke trives på arealer i omdrift, og som kun har få refugier i det moderne agerlandskab. Brakkens beskyttende virkning mistes i forhold til naboarealer med natur, og endelig har brakken betydning som spredningskorridor for dyr og planter. Samlet vil opdyrkning i det forventede omfang medføre tab for den terrestriske natur og der kan derfor være behov for kompensatoriske tiltag.
- Regeringens brakhandlingsplan vurderes at reducere udvaskningen af kvælstof i 2008 og 2009 med ca. 2.200 t N og emissionen af drivhusgasser med ca. 60.000 t CO₂ i hvert af de to år.
- Brakhandlingsplanen omfatter derudover tilskyndelse til at etablere randzoner for at beskytte vandløb og søer, informationskampagne vedr. naturmæssigt værdifulde brakarealer og vejledning om pesticider. Handlingsplanens virkemidler bygger overvejende på frivillighed. Det vurderes, at de vil have begrænset effekt, men det kan ikke kvantificeres for nuværende.

14.2 Forventet udvikling i arealanvendelsen af arealer omfattet af udtagningsforpligtigelsen

14.2.1 Ændring fra 2007 til 2008

Den udtagningspligtige brak udgjorde i 2007 ca. 148.000 ha, mens frivillig brak, her defineret som MVJ ordninger og vildtagre, tilsammen udgjorde ca. 15.000 ha. Dertil kommer ca. 12.000 ha som er klassificeret som udyrket.

Table 1. Brak og ikke dyrkede arealer i henhold til indberetning til enkeltbetalingsordningen i 2007 og 2008

	2007 ha	2008 ha
Pligtig brak		
Græs og plantedække på udtagne arealer	148.130	65.416
Frivillig brak (MVJ ordninger)		
Skovtilplantning og 20 årig udtagning, vådområder	12.304	11.740
Miljøgræs, braklagte randzoner, ikke landbrug	1.452	1.324
Øvrige ordninger (nedsættelse af N-norm, ingen plantebeskyttelse, sprøjtefri randzoner, og ekstensive randzoner)	34	5
Vildt agre	1.193	2.407
I alt	14.983	15.476
Udyrket	12.484	11.457

I 2008 faldt arealet af brak på tidligere udtagningspligtige arealer med ca. 83.000 ha som følge af, at der ikke var nogen udtagningsforpligtigelse i 2008. Den frivillige brak steg med ca. 500 ha, mens arealet klassificeret som udyrket faldt med ca. 1.000 ha.

Udover faldet i brakarealet på ca. 83.000 skete der betydelige ændringer i afgrødesammensætningen fra 2007 til 2008 (bilag 1). Megen nedbør i efteråret 2007 betød, at mange arealer først blev tilsæt i foråret 2008. Derfor kom der i 2008 relativt flere vårsædsarealer. Derudover kan prisniveauet for forskellige afgrøder have været medvirkende til den ændrede afgrødesammensætning. Det vurderes med udgangspunkt i bilag 1, at der på hovedparten af de opdyrkede arealer bliver dyrket vårbyg, men en mere præcis angivelse har ikke været mulig med udgangspunkt i bilag 1.

Man kan af bilag 1 ikke se, hvilke afgrøder der blev dyrket flere af alene som følge af udtagningsforpligtigelsens ophør. Det skyldes, at også andre faktorer har været vigtige for ændringer i afgrødesammensætningen.

Det fremgår af tabel 2, at i Østdanmark blev kun 36-45% af brakarealet i 2007 pløjet op i 2008 i Østdanmark. Derimod var det 57-64% af brakarealet i 2007 i Vest- og Norddanmark der blev pløjet op i 2008, dvs. betydeligt over halvdelen. Fordelt på jordtype er brakandelen i 2008 fortsat højere på lavbundsarealer end højbundsarealer og lidt højere på sandjord end på lerjord.

Tabel 2. Opdyrkning af brak i forskellige dele af Danmark i 2008

Amt	Opdyrkede brakareal 2008 i % af brakarealet 2007	Brakareal 2008 i % af dyrket areal
Storstrøm	45	3,5
Øvrige sjællandske amter	36	4,4
Fyn, Vejle, Århus	41	3,6
Nordjyl., Viborg, Sønderjyl.	57	2,4
Ribe, Ringkøbing	64	2,3
Hele landet	50	3,0

Den procentvise reduktion i brak på sandjorde var ca. 54% mens den på lerjord var ca. 42% (Kristensen, 2008). Af de ca. 83.000 ha der er kommet i omdrift vurderes de ca. 53.000 ha at ligge på sandjord, ca. 16.000 ha på lerjord og resten på humus og andet, idet det antages at de arealer, der var brak i 2008 også lå brak i 2007 (Kristensen, 2008).

14.2.2 Skønnet langsigtet opdyrkning af brak

Fødevarerøkonomisk Institut har analyseret effekten af EU's helbredstjek af landbrugspolitikken (Hansen, 2008) og udarbejdet et "Notat om arealanvendelse, husdyrproduktion og økologisk areal frem mod 2015 til brug ved midtvejsevalueringen af Vandmiljøplan III" (Jacobsen 2008).

Det fremgår heraf, at der er betydelige vanskeligheder ved at vurdere effekten af EU's helbredstjek af landbrugspolitikken, prisudviklingen på landbrugsprodukter m.v. Derfor er det også særdeles vanskeligt at vurdere hvor meget brak, som det kan betale sig for landbruget at dyrke på længere sigt. Jacobsen (2008) vurderer, at de fleste landbrugere, der ønsker at opdyrke de udtagne arealer har gjort det i 2008. Omvendt vil fortsatte høje kornpriser betyde, at arealer med ringere udbytte bliver rentable. Med en kornpris på 130 kr./hk forventes det at ca. 50.000 ha udtagningsforpligtiget landbrugsjord fortsat vil være udyrket, fordi det ikke kan betale sig for landmændene at dyrke jorden.

Med udgangspunkt heri vurderes det, at ud af de ca. 148.000 ha udtagningspligtige brakarealer i 2007 vil

- 80-120.000 ha komme i omdrift
- 0-20.000 ha blive udlagt med vedvarende græs
- 20-60.000 ha fortsat være udyrket.

Usikkerhed om priser og ændrede rammevilkår kan dog betyde at omfanget kan blive både højere og lavere.

Siden analysen blev foretaget har der været en periode med meget høje priser, men det ser også ud til at priserne for høsten 2008 vil blive lavere bl.a. grundet større udbud og bedre høstbetingelser globalt. Dette kunne indikere, at der ikke inddrages markant flere arealer end der allerede er inddraget. Hvis kornprisen mod forventning stiger, vil yderligere brakarealer blive inddraget.

Det vurderes, at brakarealerne i Vestdanmark også er inddraget for at øge harmoniarealet, mens opdyrkingen af arealer i Østdanmark primært skyldes muligheden for merindtjening fra planteavl. Baseret på dækningsbidragskalkuler vil et øget omdriftsareal i 2007 have øget indkomsten

med op imod 3.000 kr. pr. ha ved normalt udbytte. Imidlertid vurderes udbyttet på de inddragne arealer at være under middel. Med et udbyttensniveau på 10-20% under gennemsnit skønnes det, at indtjeningen har været 1.000 - 2.000 kr. pr. ha. Gevinsten ved at inddrage 80-120.000 ha udgør således 100-200 mio. kr.

De store prisudsving synes at kunne være et forvarsel på at priserne på landbrugsprodukter vil svinge mere i fremtiden end tidligere. Dermed vil også arealanvendelsen variere. Dette er både en effekt af at der ikke længere er støtteordninger der fastholder stabile priser, men det skyldes også at der i højere grad spekuleres i fremtidige prisstigninger eller fald. Dette betyder, at handlen med korn er meget større end de fysiske mængder fordi der handles på futures og optionsmarkeder.

Der skal derudover gøres opmærksom på, at der i 2006 var ca. 15.000 ha frivilligt udtagen brak, og at dette areal bortset fra 2008 har været faldende de sidste par år. På sigt vil det ikke være muligt at skelne mellem brakarealer og frivilligt udyrkede arealer. Ændringer i frivillig brak påvirkes ikke af ændringer i udtagingsforpligtigheden, men skyldes især prisudviklingen på landbrugsprodukter.

Ændringer i harmonikravene kan betyde, at der på kvægbedrifter i 2009 bliver et større krav til harmoniareal og det kan øge omfang af tidligere brakarealer i omdrift. Det må dog bemærkes, at det øgede pres især vil ligge i de egne, hvor opdyrkning af brak allerede er længst fremskredet.

Endelig må man være opmærksom på at opgørelser af ændringer i arealanvendelsen som helhed, giver summen af en række forskellige faktorer der påvirker arealanvendelsen. Det er især vigtigt at være opmærksom på at medens opgørelsen af arealanvendelsen viser, hvor stor en del af braken der inddrages, så fortæller den ikke, hvor stor del der indgår i omdriftsarealet og hvor stor del der bliver til det mere miljøneutrale vedvarende græs. Årsagen er, at de øgede kornpriser øger incitamentet til at en del af de arealer, der tidligere lå i vedvarende græs, også inddrages i omdriften.

14.3 Miljømæssige effekter

Ved belysning af de miljømæssige konsekvenser tages der udgangspunkt i at 80-120.000 ha tidligere brak kommer i omdrift.

14.3.1 Kvælstofudvaskning

Da flere faktorer har været bestemmende for det ændrede valg af afgrøder i 2008, så kan man naturligvis heller ikke af tabellen se, hvilke afgrøder der blev dyrket mere af som følge af udtagingsforpligtigheds bortfald. Ved vurdering af effekten på kvælstofudvaskningen regnes de to første år med et blandet vinter- og vårsædsarealer på de arealer der inddrages i sædskiftet, derefter regnes med et mere blandet afgrødevalg og det antages at der sideløbende sker en vis udvidelse af husdyrholdet. Beregningerne af kvælstofudvaskningen er baseret på samme grundlag som i DJF, FØI og DMU (2007a og b).

Som tidligere beskrevet vil der være en merudvaskning af kvælstof de to første år efter en arealudvidelse, fordi normreguleringen sker med to års forsinkelse. Efter to år vil merudvaskningen i det væsentlige være forsvunden, fordi landskvoten ikke øges, dvs. man må bruge tilsvarende mindre kvælstof på de øvrige arealer.

For at belyse merudvaskningens forløb er der i det følgende regneeksempel (tabel 3) taget udgangspunkt i at 80.000 ha brak inddrages i sædskiftet i 2007/08 og yderligere 0- 40.000 ha i 2008/09.

Regneeksemplet viser, at der er en betydelig merudvaskning de to første år og at hvis samlet 80-120.000 ha ud af de ca. 148.000 ha udtagingspligtigt bringes i omdrift vil det medføre en merudvaskning på 5-7.000 N/år i de to år. På sigt vil et skønnet yderligere omdriftsareal på 80-

120.000 ha medføre en permanent merudvaskning på 3-500 t N/ha. Kvælstofudvaskningen var i 2003 ved Vandmiljøplan II's afslutning ca. 162.000 t N/år.

Tablet 3. Regneeksempel for merudvaskning af kvælstof efter omlægning af 80.000 ha brak til sædskifteafgrøder i 2007/08 og yderligere 0-40.000 ha brak i 2008/09

	07/08 t N/år	08/09 t N/år	09/10 t N/år	Efterfølgende år t N/år
Effekt af 80.000 ha	5.040	4.080	320	320
Effekt af 0-40.000 ha		0-2520	0-2040	0-160
Samlet effekt	5.040	4.080-6.600	320-2.360	320-480

I DJF, FOI og DMU (2007b) er det beskrevet, at hvis brak konverteres til ekstensivt græs vil det medføre en udvaskningsreduktion. Hvis fx 10.000 ha brak omlægges til vedvarende græs er reduktionen ca. 400 t N/år.

I bilag 2 er merudvaskningen som følge af opdyrkning af 80.000 ha brak i år 1 og yderligere 20.000 ha i år 2 sammenlignet med den merudvaskning man ville få ved opdyrkning af 50.000 ha i år 1 og yderligere 50.000 ha i år 2, som beskrevet i de tidligere notater. Det fremgår, at den samlede mer-udvaskning er den samme; men det tidsmæssige forløb er forskelligt.

14.3.2 Emission af ammoniak

Meremissionen af ammoniak skyldes emissionen fra det opdyrkede brakareal fratrukket den reducerede emission på grund af de reducerede kvælstofnormer på det i forvejen opdyrkede areal.

Meremissionen er estimeret som i tidligere notater (DJF, FØI og DMU, 2007a og b).

Med et skønnet yderligere omdriftsareal på 80-120.000 ha vurderes det at ammoniakemissionen alt andet lige på sigt vil stige med 1.300-1.900 t N/år. Emissionen af ammoniak fra landbrugsarealer var i 2006 ca. 72.000 t N/år.

Meremissionen er dog i høj grad afhængig af, at der samtidig sker en udvidelse af husdyrproduktionen, og denne sammenhæng må betegnes som usikker. Det skal også bemærkes, at der ikke i beregningen er taget højde for de krav om begrænsning af ammoniakudledningen, der kan være et vilkår ved godkendelse af en udvidelse af husdyrproduktionen.

14.3.3 Emission af drivhusgasser

Ændringen i emission af drivhusgasser ved dyrkning af brak skyldes dels en ændret lattergasemission som følge af ændret kvælstofforbrug og dels at jordens kulstofindhold påvirkes, dvs. balancen mellem opbygning og nedbrydning af organisk stof i jordpuljen ændres. I forhold til DJF, FØI og DMU (2007a og b) er der i bilag 1 foretaget en genberegning.

Den samlede udledning af drivhusgasser for dansk landbrug er pt. i størrelsesordenen 10 mio. t CO₂-ekvivalenter. Ved et yderligere omdriftsareal på 80-120.000 ha vil emissionen af drivhusgasser på sigt stige med 110.000-170.000 t CO₂-ekvivalenter.

14.3.4 Pesticidforbruget

Som der blev redegjort for i notat af DJF, FØI og DMU (2007b) kan der forventes et forøgelse i herbicidforbruget på de brakarealer, der inddrages til dyrkning, mens forbruget af fungicider, insekticider og vækstreguleringsmidler kan antages at være uændret i forhold til forbruget i det øvrige sædskifte.

Årsagen til det forøgede forbrug af herbicider er, at der på de fleste brakarealer er sket en opformering af især rod ukrudt, og en effektiv bekæmpelse af disse meget tabsvoldende ukrudtsarter er en forudsætning for en god økonomi i dyrkningen. Stigningen i herbicidforbruget vil altoverve-

jende kunne tilskrives en forøget anvendelse af glyphosat. En effektiv bekæmpelse af rodukruddet forudsætter en flerårig indsats, og derfor vil det være nødvendigt med en forøget anvendelse af glyphosat i 3-4 år, hvorefter ukrudtsbestanden antages at være sammenlignelig med ukrudtsbestanden i de øvrige marker.

Beregningerne i tabel 6 er gennemført under den antagelse, at 50% af det opdyrkede brakareal tilsås med vintersæd og 50% med vårsæd. Beregningerne er gennemført med udgangspunkt i Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik for 2006, da forbrugstallene for 2007 endnu ikke er offentliggjort. I Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik er behandlingshyppigheden angivet for hver af de 10 afgrødegrupper, dvs. man kan beregne effekten på den samlede behandlingshyppighed af at øge kornarealet med 100.000 ha. Noget tilsvarende er ikke muligt, hvis man ønsker at beregne effekten på pesticidforbruget målt som tons aktivstof, da disse tal ikke er blevet fordelt på afgrødegrupper. Derfor er det antaget, at forbruget på de opdyrkede brakarealer svarer til gennemsnitsforbruget, som i 2006 var 1,46 kg/ha. For en mere detaljeret gennemgang af forudsætningerne for beregningerne henvises til DJF, FØI og DMU (2007b).

Tabel 6. Pesticidforbruget angivet som merforbrug i tons aktivstof og samlet behandlingshyppighed ved opdyrkning af 80-120.000 ha brak. Tallene i parentes er procentvis ændring i forhold til 2006

	År 1-4	Efterfølgende år
Merforbrug af aktivstof (tons)	182 - 272 (5,6 - 8,5%)	117 - 174 (3,6 - 5,4%)
Behandlingshyppighed (hele landbrugsarealet)	2,292 - 2,297 (0,5 - 0,7%)	2,270 - 2,263 (-0,4 - -0,7%)

Den mindre stigning i pesticidforbruget målt som tons aktivstof efter år 4 skyldes, at glyphosatforbruget efterhånden er faldet til niveauet på det øvrige dyrkede areal. Den lille reduktion i behandlingshyppigheden efter år 4 skyldes, at den gennemsnitlige behandlingshyppighed i korn er lidt lavere end gennemsnittet af behandlingshyppigheden i de øvrige afgrødegrupper. Hvorvidt behandlingshyppigheden vil stige eller falde afhænger derfor af, om der sås vinter- eller vårsæd på de opdyrkede brakarealer, samt hvor stor en del af det samlede areal, der dyrkes med korn. Uanset hvilke antagelser, man lægger ind i beregningerne, vil effekten på behandlingshyppigheden være marginal, fordi behandlingshyppigheden er et arealbaseret mål, hvor forøgelsen i pesticidforbruget modsvares af en forøgelse i det dyrkede areal.

14.3.5 Fosforudledning

De langsigtede konsekvenser af en nulstilling af udtagningsforpligtigheden på fosfortabet fra landbrugsjord afhænger af ændringerne i arealanvendelse og arealanvendelsens fordeling på jordtyper og på højbund/lavbund.

I DJF, DMU og FØI (2007b) er givet en række kvantitative skøn over de forskellige tabsposters betydning hvis 50-100.000 ha bringes i omdrift. Det fremgår at der er stor usikkerhed på disse skøn.

Med udgangspunkt heri vurderes det at 80-120.000 ha yderligere omdriftsareal vil medføre et yderligere tab til vandmiljøet på 7-18 t P/år. Ifølge Bøgestrand (2005) var tabet fra dyrkningsjorde til overfladevand i 2000-2004 ca. 900 t P.

14.3.6 Natur

Efter ophøret af udtagningsforpligtelsen har det vist sig, at der allerede er opdyrket brakarealer, der havde udviklet et naturindhold, der kan måle sig med mange områder, der er beskyttet af naturbeskyttelsesloven. Dette viser at der er et behov for kompensatoriske tiltag målrettet den terrestriske natur og for en pleje af de arealer, der forbliver som frivillig brak, hvis udtagningsforpligtigelsens bortfald ikke skal forringe naturen.

Brakarealer har i forhold til natur en tredobbelt funktion:

1. Naturen på det braklagte areal i sig selv
2. Brakarealet som beskyttelse af naboarealer med natur - bufferzonevirkning
3. Funktion som korridorer eller trædesten for spredning af dyr og planter mellem naturområder

På grund af disse funktioner af brakken vil biodiversiteten i agerlandet og i landbrugsnære naturområder blive påvirket af opdyrkingen af de braklagte områder.

Ad 1. På brakarealer på tørre sandjorde har en artsrig græslandsflora og -fauna kunnet indfinde sig mange steder, fordi næringsstofniveauet reduceres på sand efter få år med brak. Det har vist sig at mange sandjorde er blevet opdyrket efter udtagningsforpligtigelsens ophør. Hvis man vil bevare den artsrige flora og fauna på de arealer der forbliver braklagte, vil det være nødvendigt med en form for pleje, fx ved etablering af græsning eller ekstensivt høslæt.

Ad 2. Hvor den opdyrkede brak ligger som en bufferzone omkring anden terrestrisk natur, vil denne natur uanset jordbundsforhold blive påvirket negativt af det nye naboskab med dyrket mark. På sandjordsområder vil denne effekt blive forstærket, da øget jordfygning vil medføre transport af næringsstoffer fra dyrkningsjorde til næringsfattige naturområder. Vandlidende brakarealer kan eksempelvis have en positiv effekt der hvor de ligger som bufferzoner ovenfor rigkær og næringsfattige enge, idet de opsamler og/eller fjerner næringsstoffer som ellers ledes videre.

Hvor de nuværende braklagte områder forbliver som bufferzoner mellem landbrug og landbrugsnær natur kan det være nødvendigt at sikre at der ikke sker en uønsket vegetationsudvikling, fx i form af indvandring af invasive planter som eksempelvis bjørneklo og udenlandske gyldenrisarter.

Ad 3. De braklagte områders funktion i agerlandet som korridorer eller trædesten mellem agerlandets fragmenterede natur vil ved opdyrking påvirke naturindholdet i agerlandet negativt. Der vil blive længere mellem områder med natur, og færre arter vil kunne udveksles mellem områderne. Herved vil det blive vanskeligere at erstatte tab i et område ved indvandring fra et andet naturområde. Hvor de nuværende braklagte områder har sådanne funktioner kan der være behov for at sikre, at der ikke sker en uønsket spredning af invasive arter.

Ydermere vil den vildtpleje, der har været mulig i brakken, forsvinde og dermed påvirke vildtet, herunder agerhøne, som derved vil gå yderligere tilbage. Samtidig vil stigningen i pesticidforbruget alt andet lige øge den negative påvirkning af den landbrugsnære natur.

Det er umuligt at kvantificere betydningen af disse påvirkninger uden meget detaljeret kendskab til lokalisering af brakken, dennes kvalitet og plantesamfundenes sammensætning. Usikkerheden om hvor meget der konverteres til permanent - og dermed gødsket - græs og arealernes usikre skæbne fra år til år forstærker uvisheden. En sådan usikker ændring i arealanvendelse (se punkt 3.2) øger især de negative påvirkninger af den terrestriske natur, fordi det kun er arter med frø der kan overleve mange år i jorden, som fx mange ukrudtsplanter, der er tilpasset sådanne forandringer i levestedet. Arter fra andre naturtyper er tilpasset mere stabile forhold.

Opdyrkning udover de ca. 83.000 ha i 2007/08 vurderes at have en negativ effekt på biodiversiteten i agerlandet der er mere end proportional med det ekstra opdyrkede areal. Dette skyldes at de først inddragne arealer sandsynligvis har været dem det har været lettest at opdyrke og haft det mindste naturindhold. De dårligste sandjorde og de mest vandlidende områder har alt andet lige det største naturindhold og er kun i mindre grad blevet opdyrket i første omgang.

Overordnet set kan det konkluderes, at uden en kompensation der er målrettet den terrestriske natur, vil opdyrkingen af brakmarkerne betyde at Danmark får et tab af biodiversitet for den terrestriske natur i det åbne land.

14.4 Forventet effekt af regeringens brakbehandlingsplan

Regeringens brakbehandlingsplan (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri & Miljøministeriet, 2008) indeholder to grupper af tiltag:

- Tiltag i forhold til øget udvaskning af kvælstof.
- Foranstaltninger i forhold til øget tab af fosfor, øget belastning med sprøjtemidler og forringelse af natur.

14.4.1 Tiltag i forhold til øget udvaskning af kvælstof

Det beskrevne tiltag (FVM og MIM, 2008) består i at kravet om efterafgrøder forhøjes med 4%. Ifølge VMPIII-aftalen skal jordbrugere udlægge mellem 6 og 10% af arealet med efterafgrøder, afhængig af dyretætheden på bedriften. Ifølge VMPIII skal dette krav strammes med 4-procentpoint fra 2009 til mellem 10 og 14%. Denne stigning fremrykkes, så den indføres fra 2008 for at modvirke det øgede kvælstoftab i 2008. For at sikre fuld effekt af forhøjelsen af kravet om efterafgrøder med 4% fastsættes det, at de ikke kan erstattes af vintergrønne marker. Der indføres dog en bagatelgrænse for bedrifter på mindre end 30 hektar, så de ikke skal etablere helt små arealer med efterafgrøder. Økologiske bedrifter friholdes også for en stigning i efterafgrødekravet.

Tiltaget har således kun effekt i 2008 og 2009.

Grundlaget for at beregne hvor mange arealer med efterafgrøder, der skal etableres er ca. 1.800.000 ha (Grant og Waagepetersen, 2003). Det giver ca. 72.000 ha yderligere efterafgrøder i de to år. Gennemsnitlig er reduktionen i kvælstofudvaskning ca. 31 kg N/ha. Ved fuld implementering vil kvælstofudvaskningen samlet reduceres med ca. 2.200 t N i hvert af de to år.

Emissionen af drivhusgasser reduceres med 0,86 CO₂-ækvivalenter pr. ha etableret efterafgrøder (Olesen et al. 2004). Samlet reduceres emissionen af drivhusgasser med ca. 60.000 t CO₂ i hvert af de to år.

14.4.2 Foranstaltninger i forhold til øget tab af fosfor, øget belastning med sprøjtemidler og forringelse af natur

Der er følgende tiltag, jf. FVM og MIM (2008):

Tilskyndelse til at etablere randzoner styrkes

For at tilskynde til at fastholde eksisterende og etablere nye randzoner indføres fra perioden 2008/2009, at jordbrugere frivilligt kan tilmelde sig en ordning, hvor kvælstofkvoten kan forhøjes mellem 2 og 10%, hvis eksisterende randzoner fastholdes eller der etableres nye randzoner på minimum 50 m og i alt mellem 0,1 ha til 1 ha eller mere inden for de grænser for støtteberettiget randzone bredde, der gælder efter Fødevareministeriets MVJ-ordning (10-20 m fra vandløbskan-ten).

Det fremgår bl.a., at mindst 90% af bedriftens mulige areal langs målsatte vandløb og søer skal udlægges for at være med i ordningen, og at bedriften skal etablere yderligere efterafgrøder, der modsvarer den øgede udvaskning som følge af en forhøjelse af bedriftens kvælstofkvote. Tiltaget vil således være neutralt i forhold til kvælstofudvaskning.

Tiltaget vil kunne have effekt for dyrkningsåret 2008/09 og frem. Randzonerne skal være udlagt senest 20. oktober 2008 og efterafgrøder i efteråret 2009 skal være tilmeldt april 2009.

Informationskampagne for at skåne naturen

For at reducere de negative konsekvenser for naturen gennemføres en informationskampagne sammen med Dansk Landbrug og Danmarks Naturfredningsforening. Informationsindsatsen skal forebygge opløjning af naturmæssigt værdifulde brakarealer. Kampagnen skal bl.a. pege på støttemuligheder i forhold til randzoner og ekstensiv dyrkning samt indeholde oplysninger om mu-

lighederne i lovgivningen for at lade arealer stå udyrket i en årrække uden at disse senere bliver omfattet af beskyttelsesregler efter §3 i naturbeskyttelsesloven og dermed ikke kan dyrkes op igen på normale vilkår.

Tiltaget vil have potentiel effekt for dyrkningsåret 2008/09 og frem.

Miljøstyrelsen har oplyst, at første fase af informationskampagnen blev gennemført i starten af marts inden såningen gik i gang for høståret 2008.

Vejledning om at holde igen med sprøjtemidler på brakarealer

I forbindelse med at brakarealer bringes i landbrugsmæssige drift, vil der være behov for at rydde arealerne for ukrudt. Miljøstyrelsen vil i samarbejde med Plantedirektoratet udarbejde en vejledning om anvendelse af sprøjtemidler i forbindelse med eventuel opdyrkning af brakarealer. Vejledningen skal opfordre til minimering af forbruget, valg af de mest skånsomme midler, korrekt dosering og i øvrigt vejlede om principperne for godt landmandskab. Vejledningen udsendes senest 15. marts 2008, forud for forårssåningen.

Miljøstyrelsen har oplyst, at første fase af informationskampagnen og vejledningen var en helsidesannonce i Landbrugsavisen i mart 2008 med gode råd til at bevare naturen på brakarealerne, en beskrivelse af randzoneordningen samt pesticidvejledning. Ligeledes er der i Landbrugsavisen juli 2008 en annonce med fokus på at bevare den brak der har udviklet sig til natur. Derudover har der i Landbrugsavisen været to DJF artikler om hvordan landmanden kunne minimere pesticidforbruget ved genopdyrkning af brak dels i foråret 2008 og dels august 2008. Samtidig er nærmere information om randzoneordningen indarbejdet i Plantedirektoratets årlige vejledning til landmændene om reglerne for gødning og plantedække.

14.4.3 Vurdering af brakhandlingsplanens virkemidler

I afsnit 5.1 er tiltaget for at reducere kvælstofudvaskningen vurderet. Det fremgår at tiltaget vil reducere udvaskningen, men at der de to første år vil være merudvaskning.

De tre tiltag beskrevet i afsnit 5.2 er overvejende frivillige virkemidler, som appellerer til landmændene om at agere natur- og miljømæssigt hensigtsmæssigt. Effekter af disse virkemidler kan derfor ikke kvantificeres, men vurderes at være beskedne.

14.5 Referencer

Bøgestrand, J. (red) 2005. Vandløb 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 82 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 554. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 2007a. Notat vedr. konsekvenserne i 2007/08 af udtagningsforpligtigelsens bortfald. 5. oktober 2007. 20 s.

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 2007b. Notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagningsforpligtigelsen. 12. november 2007. 23 s.

Grant, R. & Waagepetersen, J. 2003. Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.

Hansen, J. 2008. Landbrugs- og samfundsøkonomiske konsekvenser af de ændringer af landbrugspolitikken som Kommissionen har foreslået på baggrund af sundhedstjekket. Notat. Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet.

Jacobsen, B. 2008. Notat om arealanvendelse, husdyrproduktion og økologisk areal frem mod 2015 til brug ved midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Udkast til notat. Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet.

Kristensen, I.T. 2008. Brak 2007-2008. Notat. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.

Ministeriet for Fødevarer Landbrug og Fiskeri & Miljøministeriet 2008. Indsatsplan om kompenserende foranstaltninger som følge af midlertidig ophævelse af kravet om braklægning i 2008. 3 s. 28. februar 2008.

Olesen, J.E. et al. 2004. Jordbrug og klimaændringer – samspil med vandmiljøplaner. DJF rapport. Markbrug nr. 109. Danmarks JordbrugsForskning.

Bilag 1. Arealanvendelsen 2007 og 2008 opgjort af DJF jf. Kristensen (2008)

	2007/08	2008/09
	1.000 ha	1.000 ha
Vinterkorn	911	817
Vårkorn	532	677
Græs i omdrift	277	293
Græs vedvarende	216	210
Raps + non-food	182	176
Brak (obligatorisk + frivillig)	163	81
Udyrket	12	11
Andet (frø, majs, kartofler, sukkerroer m.m.)	428	432
I alt	2723	2698

Bilag 2. Beregning af konsekvenserne af inddragelse af yderligere 100.000 ha brak i omdrift

I tabel 1 vises beregninger over nogle miljømæssige konsekvenser i 2008, 2009, 2010 og på langt sigt, hvis 100.000 ha brak inddrages i sædskiftet. Det anføres både hvad konsekvenserne er, hvis opdyrkningen sker med 50.000ha i 2007/08 og 50.000ha i 2008/09, og hvad der sker når 80.000 ha opdyrkes i 2007/08 og 20.000 ha i 2008/09. Opgørelsen er baseret på de tal for arealbelastning der er anført i DJF, FØI og DMU (2007a og b).

Tabel 1. Miljøbelastning ved omlægning af 100.000 ha brak til sædskifte

År	07/08	08/09	09/10	Langt sigt
Forløb 1				
Effekt af 50.000 ha i 07/08				
N-udvaskning, t	3150	2550	200	200
NH ₃ -emission, t	350	350	575*	800
Drivhusgas, i 1000t CO ₂ ækv.**	145	145	70	70
Effekt af 50.000 ha i 08/09				
N-udvaskning, t		3150	2550	200
NH ₃ -emission, t		350	350	800
Drivhusgas, i 1000t CO ₂ ækv.**		145	145	70
Forløb 1 i alt				
N-udvaskning, t	3150	5700	2750	400
NH ₃ -emission, t	350	700	925	1600
Drivhusgas, i 1000t CO ₂ ækv.	145	290	215	140
Forløb 2				
Effekt af 80.000ha i 07/08				
N-udvaskning, t	5040	4080	320	320
NH ₃ -emission, t	560	560	920*	1280
Drivhusgas, i 1000t CO ₂ ækv.**	232	232	112	112
Effekt af 20.000ha i 08/09				
N-udvaskning, i t		1260	1020	80
NH ₃ -emission, i t		140	140	320
Drivhusgas, i 1000t CO ₂ ækv.**		58	58	28
Forløb 2, i alt				
N-udvaskning, t	5040	5340	1340	400
NH ₃ -emission,t	560	700	1060	1600
Drivhusgas, i 1000t CO ₂ ækv.	232	290	170	140

* gennemsnit af år 2 og langt sigt

**genberegnet, se tekst.

Aftale om Vandmiljøplan III 2005-2015 mellem regeringen, Dansk Folkeparti og Kristendemokraterne.

Parterne er enige om, at Vandmiljøplan III vil fortsætte den positive udvikling, der er sat i gang med de to første vandmiljøplaner. Vandmiljøet skal forbedres yderligere gennem reduktioner i udledningerne af kvælstof og fosfor, naturbeskyttelsen skal fortsat forbedres og de nabogener, som skyldes landbrugsdrift, skal begrænses. Aftalen rummer derfor en bred indsats for at nedbringe landbrugets påvirkning af vandmiljø, natur og naboer.

Der er en meget tæt sammenhæng mellem Vandmiljøplan III og implementeringen af EU's Vandrammedirektiv og Habitatdirektiv, hvor der skal fastlægges målsætninger og indsatsplaner for individuelle vand- og naturområder, som vil gælde fra 2009, og hvor målene som hovedregel skal være indfriet i 2015.

Aftalens enkelte elementer:

1. 10-årig aftaleperiode – samtænkning med Vandrammedirektivet.

Aftalen løber fra 2005 til 2015 med evalueringer i hhv. 2008 og 2011. Ved disse evalueringer vurderes fremdriften i de generelle reduktionsmål og behovet for yderligere indsats kan kortlægges. Ved udgangen af 2008 er de regionale målsætninger for tilstanden i individuelle vandområder og naturområder fastlagt efter kravene i EU direktiverne, og det vil derfor være muligt ved evalueringen i 2008 at vurdere effekterne af den hidtidige indsats i forhold til disse målsætninger.

2. Reduktion af fosforoverskud – målsætning om halvering.

Landbrugets fosforoverskud skal halveres i forhold til 32.700 tons P i 2001/2002. En reduktion af fosforoverskuddet på 25% frem til 2009 opnås via en afgift på 4 kr. pr. kg mineralsk fosfor i foder, samt via en generel forbedring af fosforbalancen med 3.000 tons på baggrund af ny viden tilvejebragt via forskningsprogrammet. I perioden fra 2009 og frem til 2015 sker en yderligere 25% reduktion. Såfremt det viser sig, at den teknologiske udvikling tillader det, drøfter aftaleparterne muligheden for eventuelt at skærpe reduktionsmålet. Behovet for ændrede/nye virkemidler vurderes ved evalueringerne. Afgiftsprovenuet tilbageføres til landbruget via nedsættelse af jordskatterne i overensstemmelse med principperne i regeringens skattestop.

3. Reduktion af fosforudledning - 50.000 ha randzoner.

Der gennemføres en målrettet indsats i forhold til fosforudledningen. Der udlægges op mod 30.000 ha 10 m dyrkningsfrie randzoner langs vandløb og søer frem mod 2009, samt yderligere 20.000 ha frem mod 2015. Randzonerne etableres ved frivillig omplacering af brak langs søer og vandløb. For at understøtte etableringen af dyrkningsfrie randzoner ved placering af brak indføres et MVJ-tillæg til dyrkningsfrie randzoner, der etableres langs vandløb og søer. Randzonerne vil dels tilbageholde fosfor fra de øvrige arealer, dels beskytte brinkerne langs med vandløb og søer, hvorved udledningen af fosfor herfra reduceres.

Der afsættes i alt op til 375 mio. kr. inkl. forventet EU-medfinansiering fra 2005-09 til en særlig indsats under MVJ-ordningerne. De afsatte midler skal ud over at dække MVJ-tilskud til etablering af ovennævnte dyrkningsfrie randzoner langs søer og vandløb desuden kunne anvendes til bl.a. MVJ-vådområder og øvrige MVJ-foranstaltninger rettet mod kvælstof og fosfor.

Aftaleparterne vil styrke grundlaget for at nedbringe udledningen af fosfor fra landbrugsarealer ved forskning i kortlægning af arealer med forhøjet risiko for tab af fosfor samt ved forskning, som kan styrke grundlaget for gennemførelsen af EU-direktiverne.

Ferskvandsdambrug er en væsentlig kilde til fosforudledning i de ferske vande. Derfor vil parterne i forbindelse med den igangværende opfølgning på Dambrugsudvalgets rapport overveje behovet for at indføre en fosforafgift for ferskvandsdambrug. Ligeledes vil parterne overveje at hæve afgiften for de industrielle egenudledere, der i øjeblikket betaler en nedsat afgift, eller som slet ikke betaler afgift, hvis disse belaster søer og lukkede fjorde med deres udledning af fosfor. Endelig vil parterne vurdere, om der kan være behov for yderligere indsatser over for fosforudledninger fra de kommunale rensningsanlæg. Allerede vedtagne initiativer rettet mod reduktion af spildevandsudledninger fra den spredte bebyggelse i det åbne land vil medvirke til at reducere fosforudledningen med ca. 45 tons P. Regeringen udarbejder i 2005 en redegørelse vedrørende fremdriften i reduktionen af spildevandsudledninger fra den spredte bebyggelse.

Selv om der ikke i det faglige udredningsarbejde er foreslået en yderligere reduktion af udledningen af kvælstof og fosfor fra rensningsanlæg til havmiljøet, finder aftaleparterne det afgørende, at der nedsættes en arbejdsgruppe, som skal vurdere de tekniske muligheder for at stille skærpede krav til rensning af spildevand fra kommunale rensningsanlæg og industrielle egenudledere samt de økonomiske konsekvenser heraf.

4. Målsætning og virkemidler for minimum 13%'s reduktion af kvælstofudvaskningen.

Kvælstofudvaskningen fra landbruget reduceres med som minimum 13% i 2015 i forhold til 2003.

Strukturudviklingen, herunder udtagning af arealer, forbedret foderudnyttelse og implementeringen af EU's nye landbrugsreform forventes at medføre en reduktion i kvælstofudvaskningen fra landbruget på ca. 11.200 tons N frem til 2015. Herudover vil skovrejsning i størrelsesordenen 20.000-25.000 ha medvirke til at reducere kvælstofudvaskningen med ca. 900 tons N.

Desuden vil følgende initiativer medvirke til at reducere kvælstofudvaskningen:

- Reglerne for efterafgrøder skærpes. Fra 2005-2009 indføres efterafgrødekrav svarende til 6% af efterafgrødegrundlaget på bedrifter hvor der tilføres husdyrgødning svarende til mindre end 0,8 DE/ha og 10% på bedrifter, hvor der tilføres husdyrgødning svarende til mere end 0,8 DE/ha. Fra 2009-2015 skærpes efterafgrødekravet til henholdsvis 10 & 14%. Majs indgår fremover i efterafgrødegrundlaget. Korsblomstrede efterafgrøder sået inden 20. august sidestilles med græs- og andre efterafgrøder med stort potentiale for kvælstofopsamling. Det vurderes at ville medvirke til at reducere

kvælstofudvaskningen med ca. 4.600 tons N. De årlige omkostninger for erhvervet forbundet med dette initiativ vurderes at være i størrelsesordenen 30-60 mio. kr. pr. år.

- Generel skærpelse af kravene til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen med 4,5-5% point i takt med, at forskningen skaber grundlag herfor. Dette vurderes ved evalueringerne i 2008 og 2011. Tiltaget vurderes at reducere kvælstofudvaskningen med ca. 2900 tons N. Omkostningerne herved vurderes at være i størrelsesordenen 50-90 mio. kr. pr. år for erhvervet.
- Der anvendes 140 mio. kr. til etablering af yderligere ca. 4.000 ha vådområder i 2004 og 2005. Dette vurderes at ville reducere kvælstofudvaskningen med ca. 1.100 tons N.
- Jævnfør pkt. 3 afsættes i perioden 2004-2009 yderligere op til 375 mio. kr. inkl. forventet EU-medfinansiering til en særlig indsats under MVJ rettet mod fosfor og kvælstof. Ud over etablering af dyrkningsfrie randzoner forventes midlerne bl.a. anvendt til etablering af MVJ-vådområder og udtagning af landbrugsjord i øvrigt. Af hensyn til at opnå en højere integration af vandmiljø- og naturbeskyttelsen og på grund af, at der er flere vådområdeprojekter, som ikke har kunnet leve op til de relativt høje kvælstofkrav, som indgår i VMP II projekterne, nedjusteres kravet til fjernelse af kvælstof til 100 kg N/ha for kommende MVJ-vådområder. Den samlede kvælstofreduktion som følge af de yderligere midler til MVJ vurderes at være ca. 400 tons N.
- Ved evalueringen i 2008 vurderes effekten af skovrejsningsindsatsen i forhold til reduktion af kvælstofudledning til overfladevand og grundvand.
- Kravene til udnyttelse af kvælstof i minkgylle skærpes, så de er på niveau med det nuværende udnyttelseskrav for kvæggylle. Herved vurderes udvaskningen at falde med ca. 100 tons N. Omkostningerne for erhvervet er vurderet til ca. 0,5 mio. kr. pr. år.
- Allerede vedtagne initiativer rettet mod reduktion af spildevandsudledninger fra den spredte bebyggelse i det åbne land vil medvirke til at reducere kvælstofudledningen med ca. 300 tons N.

Hvis evalueringerne viser, at der for at nå målet om minimum 13% reduktion af kvælstofudledningen i 2015 er behov for en yderligere indsats, må det drøftes at inddrage andre virkemidler eller at skærpe anvendelsen af nogle af de allerede anvendte. Kvælstofoverskuddet i landbruget er en god indikator for landbrugets kvælstofbelastning af natur og miljø med nitrat og ammoniak og vil derfor indgå som en vigtig måleparameter i evalueringerne.

Reduktion af kvælstofudvaskningen er væsentligt i forhold til både nationale og internationale mål. Tilstanden i Kattegat, Østersøen og en række fjorde vurderes med bekymring i en rapport fra FN's miljøorgan. Udledninger af kvælstof fra land som følge af overgødskning i landbruget angives at være en væsentlig årsag. Med denne VMP III aftale sker der yderligere et bidrag til en lavere kvælstofudledning og et bedre vandmiljø.

Danmark skal fremsende et fireårigt handlingsprogram for implementering af Nitratdirektivet fra 2004-2008. Parterne er enige i, at aftalen om VMP III samt de opnåede resultater i VMP II indgår i de følgende 4-årige handlingsprogrammer, og at Danmark fortsat vil have implementeret Nitratdirektivet korrekt.

Parterne vil arbejde for en forlængelse af den danske undtagelse jævnfør VMP II, således at muligheden for at tilføre op til 230 kg N i husdyrgødning pr. ha på visse kvægbrug fastholdes.

Der foretages en teknisk justering af normfastsættelsessystemet, så normerne fortsat som hovedregel fastlægges uden hensyntagen til proteinværdi, men således at normreduktionen maksimalt kan fastsættes til 10% under det driftsøkonomiske optimum, som besluttet i VMP II, dog således at den samlede kvælstofkvote ikke kan overstige kvoten fra 2003/2004 reguleret for effekten af afgrødeforskydninger.

5. Beskyttelse af særlig sårbar natur.

Med henblik på at beskytte de ammoniakfølsomme naturområder gennemføres Wilhjelmudvalgets model vedr. udlægning af en beskyttelseszone på 300 meter rundt om alle højmoser, alle lobeliasøer, som udgangspunkt alle heder over 10 ha og alle truede og næringsfattige overdrev over 2,5 ha samt alle truede heder, overdrev og andre særligt sårbare naturtyper i Natura 2000-områder. Det samlede areal, hvor der udlægges bufferzoner udgør godt ca. 7% svarende til godt 180.000 ha. Inden for denne beskyttelseszone og inden for selve området kan der ikke forekomme en udvidelse af husdyrbrug, hvis udvidelsen medfører en forøget udledning af ammoniak i ammoniakfølsomme naturområder. Anvendelse af ny teknologi kan indgå i denne vurdering. Endelig udpegning af områderne sker gennem amternes naturplanlægning frem mod 2009.

Med denne indsats følger regeringen op på sin implementering af ammoniakhandlingsplanen. Gennem ammoniakhandlingsplanen er der blandt andet indført forbud mod bredspredning. Ved fuld implementering i 2007 vil den samlede effekt af ammoniakhandlingsplanen være en reduktion på op til 9.500 tons kvælstof årligt.

Udviklingen af ny teknologi er også vigtig i forhold til at begrænse lugtgenerne fra husdyrproduktionen. Tilladelse til udvidelse og nyetablering af husdyrbedrifter skal også ses i lyset af den strukturudvikling, der foregår, hvor husdyrproduktionen samles på færre og større bedrifter.

Udvidelse og nyetablering af husdyrproduktion reguleres efter planloven (VVM) og miljøbeskyttelsesloven. Derved sikres det, at udvidelse eller nyetablering af husdyrbedrifter vurderes i forhold til påvirkning af miljø og natur. Efter fastlæggelse af beskyttelseszonerne udarbejder regeringen en redegørelse om, hvorvidt beskyttelseszonerne har skabt en bedre regulering af husdyrbrug.

Godkendelser efter Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 skal mindst hver tiende år tages op til revurdering, hvorefter der kan fastsætte ændrede vilkår. Er der nye oplysninger om forureningens skadelige virkning, nye oplysninger om miljømæssige skadevirkninger, der ikke kunne forudses ved godkendelsen, eller viden om væsentlige ændringer i den bedste

tilgængelige teknik, så kan tilladelsen revurderes, uanset at der ikke er gået 10 år. Nye ændrede vilkår medfører ikke en ny retsbeskyttelsesperiode i forhold til den oprindelige godkendelse efter kapitel 5.

6. VMP III forskningsprogrammet – bl.a. reduktion af næringsstoffab og lugtemission.

Forskningsprogrammet tager sigte på at begrænse lugtgener, nedbringe fosforoverskud og -udledning samt forbedre metoder til gyllehåndtering. Begrænsning af næringsstoffudledningen i en regional sammenhæng indgår som et særligt element. Viden om udvikling og spredning af lugt samt instrumenter til at begrænse lugt fra husdyrproduktion vil være vigtige elementer til at begrænse nabogener. Forskningsindsatsen i lugt er tæt knyttet til udvikling af teknologier og viden om reduktion af ammoniakfordampningen. Begrænsning af ammoniakfordampning, eksempelvis potentialet for tilsætning af syre til gylle, vil også indgå i gylleforskningsprogrammet, ligesom forsøgsprojekter vedrørende gylleseparation og bioafgasning m.v. vil indgå. Regeringen og landbruget afsætter i fællesskab i alt 155 mio. kr. til dette forskningsprogram. I programmet lægges der således særligt vægt på at udvikle muligheden for at begrænse lugtgener.

7. Styrkelse af økologien.

Der gennemføres endvidere et nyt forskningsprogram for økologisk jordbrugsproduktion – et FØJO III. Der afsættes fremover årligt 12 mio. kr. af pesticidafgiftsmidlerne til forskningsaktiviteter, og man er indstillet på allerede nu at reservere disse midler til et kommende forskningsprogram rettet mod økologiske jordbrug, mens yderligere 28 mio. kr. årligt forventes tilvejebragt via de statslige forskningsreserver, således at der forventes afsat nye midler, i alt 40 mio. kr. årligt fra 2005 til 2009.

Økologiens hus sikres en ramme på 3 mio. kr. årligt i perioden 2005-2009 til projekter, som fremmer økologien. Projekterne gennemføres i regi af Økologiens Hus.

I sammenhæng med tilpasning af länddistriktstøtteleven og anvendelse af modulationsmidler under länddistriktprogrammet åbnes der op for finansiering af økologiske afsætningsfremmende initiativer.

8. Gyllehandlingsplan – nye afstandskrav.

Gyllehandlingsplanen bygger blandt andet på anbefalingerne i Nabogeneudvalgets redegørelse af 29. januar 2004. Det bemærkes, at den første fase af Gyllehandlingsplanen er gennemført, idet de skærpede afstandskrav trådte i kraft lørdag den 20. marts 2004, og det er indskærpet overfor kommunerne, at de ved deres sagsbehandling skal være meget opmærksom på at undgå fremtidige lugtgener. Regeringen har tillige iværksat fem udviklingsprojekter inden for lugt til i alt 1,5 mio. kr. Miljøministeren vil bede nabogeneudvalget udarbejde en redegørelse i 2005 om virkningerne af de skærpede afstandskrav er tilstrækkelige.

Der udarbejdes desuden en ny opdateret lugtvejledning til kommunernes behandling af ansøgninger om udvidelse og nyetablering af husdyrproduktion.

9. Yderligere elementer

Gødskningsloven vil blive tilpasset, således at der gives bemyndigelse til at:

- Iværksætte pilotprojekter med regulering baseret på balancemodeller. Det faglige udredningsarbejde forud for VMP III analyserede mulighederne for at anvende en balancemodel til regulering af landbrugets kvælstof- og fosforoverskud og anbefalede at gennemføre pilotprojekter for at dokumentere balancemodellens fordele og ulemper, herunder også fastlæggelse af grænseværdier for kvælstof- og fosforoverskud. Bedrifter der deltager i pilotprojektet kan benytte balanceregnskabet som dokumentation for en samtidig korrektion af bedriftens kvælstofnorm ud fra udbyttens niveau for foderafgrøder, der opfodres på bedriften og kvælstofindholdet i husdyrgødningen. Op til 1% af de bedrifter, som er forpligtet til at levere gødningsregnskab, kan deltage i pilotprojekterne. Denne ordning skal udvikles og forventes tidligst at kunne iværksættes fra gødningsåret 2005/2006.
- Fastsætte krav om etablering af vintergrønne marker. Vintergrønne marker kan, såfremt de alene eller sammen med efterafgrøder udgør 100% af det dyrkede areal, erstatte kravet om efterafgrøder jf. punkt 4.

VMP III aftalen understøttes gennem en hurtig iværksættelse af det bedriftsrådgivningssystem, som er en del af EU-reformen. Der afsættes 2 mio. kr. i 2005 inden for landdistriktsprogrammet til dette udviklingsprojekt.

10. En helhedsorienteret tilgang.

Med VMP III aftalen vil der ske væsentlige forbedringer i tilstanden i søer og fjorde, som er afgørende i forhold til ønsket om et rent vandmiljø og til gavn for flora og fauna.

Det bemærkes, at den folkelige interesse for landbrugets miljøforhold – udover et ønske om rent vand og rig natur – i høj grad også er knyttet til de afledte gener fra svineproduktionen, herunder specielt lugtgenerne. Teknologisk udvikling af eksempelvis biogas- og gylleseparation, fodereffektivitet og forsuring af gylle kan bidrage til at forbedre landbrugets miljøforhold. Indsatsen for at styrke vandmiljø- og naturbeskyttelsen vil derfor blive tænkt sammen med en indsats for at begrænse lugtgener.

Parterne ønsker derfor med denne aftale om en ny Vandmiljøplan III at påbegynde en mere helhedsorienteret tilgang til beskyttelsen af natur og vandmiljø. Fokus er ikke længere alene en reduktion af nitratudledningen. Virkemidlerne i VMP III bygger på en integreret tilgang, hvor både beskyttelsen af vandmiljøet og naturen tænkes sammen. Virkemidlerne i VMP III er også vigtige i forhold til de kommende regionale målsætninger efter Vandrammedirektiv og Habitatdirektiv – ikke mindst udlægningen af randzoner og en videreførelse af vådområdeindsatsen.

Bilag 1. Forventet reduktion af kvælstofudvaskningen fra landbruget.

Indsats fra 2005-2009				
Tiltag	Hektar	Reduceret nitrat udvaskning	Finansiering mio. kr. 2005-2009 1)	
			Erhverv	Stat
Strukturudviklingen incl. - Forbedret foderudnyttelse - Udtagning af ca. 55.000 ha CAP-reform		4.000 tons N 3.200 tons N		
Skovrejsning	Ca. 11.400 ha	450 tons N		348 mio. kr. 2)
Vådområder *	Ca. 4000 ha	1050 tons N (265 kg N/ha)	0	140 mio. kr. (2004-2005)
Yderligere MVJ herunder etablering af randzoner, våd- områder udtagning)*	Ca. 4000 ha	400 tons N (100 kg N/ha)	0	375 mio. kr.
Efterafgrøder – generelt krav om 6% og 10% på husdyrbrug >0,8 de/ha)	Ca. 40.000 ha	2100 tons N	50-80 mio. kr.	0
Stramning af udnyttelseskravet for minkgødning.		100 tons N	2,5 mio. kr.	0
		Ca. 11.300 tons N (7%)		
Indsats fra 2009-2015				
Strukturudviklingen incl. – - Udtagning af 55.000. ha		4000 tons N		
Efterafgrøder – generelt krav om 10% og 14% på husdyr- brug >0,8 de/ha)	85.000 ha	2500 tons N	100-220 mio. kr.	
Skovrejsning	11.400 ha	450 tons N		348 mio kr.2)
Generel skærpelse af krav til udnyttelse af husdyrgødning med 4,5-5-%		2900 tons N	150-450 mio. kr.	0
I alt		ca. 21.150 tons N (13%)		
Administration og tilpasnings- omkostninger for erhvervet af fosforafgift			60 mio. kr.	10 mio. kr.
Forskningsindsats rettet mod fosforoverskud og lugtgener			77,5 mio. kr.	77,5 mio. kr.
Styrket økologisk forskning				200 mio. kr.
Økologiens Hus				15 mio. kr.
Gyllehandlingsplan				10 mio. kr.
Kortlægning af risikoarealer				7 mio. kr.

- 1) Finansiering af den første del af VMP III vil løbe frem til og med 2009, hvorefter der vil ske en genforhandling vedrørende behovet for midler til indsatser efter 2009 samt finansiering heraf.

- 2) Forudsat maksimal anvendelse af den resterende del af finanslovsbevillingen til skovbrugsforanstaltninger § 23.55.08 samt anvendelse af den hidtidige andel af naturforvaltning mv. § 23.52.01 (driftsbevilling) og § 23.52.02. (anlægsbevilling) til statslig skovrejsning.

Agreement on the Action Plan for the Aquatic Environment III 2005-2015 between the Danish Government, the Danish People's Party and the Christian Democrats.

The Parties agree that the Action Plan for the Aquatic Environment III will continue the positive development started by the two first action plans for the aquatic environment. The aquatic environment must be further improved through reductions in discharges of nitrogen and phosphorous; nature conservation must continue to be improved; and nuisances experienced by neighbours to agriculture must be limited. Therefore, this Agreement encompasses broad efforts to reduce agricultural impacts on the aquatic environment, nature, and neighbours.

The Action Plan for the Aquatic Environment III is very closely related to the implementation of the EU Water Framework Directive and the Habitats Directive, which state that objectives and programmes of measures for individual water bodies and natural habitats to apply from 2009 must be laid down. The main rule is that the objectives must be met by 2015.

The individual elements of the Agreement:

1. 10-year agreement period - coordination with the Water Framework Directive.

This Agreement runs from 2005 to 2015 with evaluations in 2008 and 2011 respectively. When carrying out these evaluations, progress with regard to the general reduction objectives will be assessed, and the need for further initiatives can be analysed. The regional objectives for the status of the individual water bodies and natural habitats are laid down in accordance with the requirements in the EU directives for the end of 2008. Therefore, at the evaluation in 2008, it will be possible to assess the effects of the efforts thus far in relation to these objectives.

2. Reduction of excess phosphorous - objective of 50 per cent reduction.

Agriculture's excess phosphorous must be halved compared to the 32,700 tonnes P in 2001/2002. A reduction of the excess phosphorous of 25 per cent by 2009 will be achieved through a tax of DKK 4 per kg of mineral phosphorous in feed and through general improvement of the phosphorous balance by 3,000 tonnes on the basis of new knowledge acquired through the research programme. In the period from 2009 to 2015 there will be a further 25 per cent reduction. The Parties to this Agreement will discuss the possibility of tightening the reduction objective, if it appears that technological development permits this. The need for changed/new instruments will be assessed in the evaluations. Revenues from this tax will be returned to agriculture through a reduction in land taxes in accordance with the principles of the Government's tax freeze.

3. Reduction in discharges of phosphorous - 50,000 hectares of buffer zones

A focused effort will be made with regard to phosphorous discharges. Close to 30,000 hectares of 10-metre crop-free buffer zones along rivers and lakes before 2009 and a further 20,000 hectares before 2015 will be established. The buffer zones will be established by voluntary transfers of set-aside land along lakes and rivers. In order to support the establishment of crop-free buffer zones through siting set-aside land, an additional subsidy under the agri-environmental measures for crop-free buffer zones established along rivers and lakes will be introduced. The buffer zones will retain phosphorous from other areas and they will protect banks along rivers and lakes, and in this way the discharge of phosphorous will be reduced.

A total DKK 375 million including the expected EU co-financing will be allocated from 2005-2009 to special initiatives under the agri-environmental measures. Apart from covering the subsidies under the agri-environmental measures for establishment of the crop-free buffer zones along lakes and rivers mentioned above, the funds allocated can also be used for eg. wetlands under the agri-environmental measures and other agri-environmental measures aiming at nitrogen and phosphorous.

The Parties to this Agreement wish to strengthen the basis for reducing phosphorous discharges from agricultural areas through research into the mapping of areas with an increased risk of phosphorous loss as well as through research that can strengthen the basis for implementation of the EU directives.

Freshwater fish farms constitute a significant source of phosphorous discharges into freshwater bodies. In connection with the current follow-up to the report by the ad hoc Advisory Board on Freshwater Fish Farming, the Parties will therefore consider the need to introduce a phosphorus tax on freshwater fish farming. In addition, the Parties will consider raising the taxes on separate industrial discharges, currently subject to reduced taxes or no taxes at all, if these phosphorous discharges impact lakes and enclosed fjords. Finally, the Parties will assess whether there is a need for further initiatives with regard to phosphorous discharges from municipal wastewater treatment plants. Initiatives already adopted, which are targeted towards a reduction of wastewater discharges from sparsely built-up areas in the open country, will contribute to reducing phosphorous discharges by approx. 45 tonnes P. In 2005, the Government will prepare a white paper regarding the progress in the reduction of wastewater discharges from sparsely built-up areas.

Although scientific fact-finding projects have not suggested a further reduction in discharges of nitrogen and phosphorous from wastewater treatment plants to the marine environment, the Parties to this Agreement consider it crucial to set up a working group to assess the technical possibilities of tightening requirements for treatment of wastewater from municipal treatment plants and separate industrial discharges, as well as the economic consequences of these.

4. Objective and instruments for a minimum 13 per cent reduction in nitrogen leaching.

Nitrogen leaching from agriculture is to be reduced by a minimum of 13 per cent by 2015 compared to 2003.

The structural development, including setting aside land, improved feed utilisation, and the implementation of the new EU agricultural reform are expected to lead to a reduction in nitrogen leaching from agriculture of approx. 11,200 tonnes N before 2015. In addition, afforestation in the range of 20,000-25,000 hectares will contribute to reducing nitrogen leaching by approx. 900 tonnes N.

The following initiatives will also contribute to reducing nitrogen leaching:

- Regulations regarding late crops will be tightened. From 2005-2009, late crop requirements will be introduced corresponding to 6 per cent of the late crop basis for farms using livestock manure, corresponding to less than 0.8 LU/ha, and 10 per cent for farms using livestock manure, corresponding to more than 0.8 LU/ha. From 2009-2015, the late crop requirements

will be tightened to 10 and 14 per cent respectively. In the future, maize will be included as a late crop. Cruciferous late crops sown before 20 August are equal to grass crops and other late crops with a large potential for nitrogen accumulation. This is expected to contribute to reducing nitrogen leaching by approx. 4,600 tonnes N. Annual costs for industry related to this initiative are expected to be in the order of DKK 30-60 million per year.

- A general tightening of requirements for utilisation of nitrogen in livestock manure with 4.5-5 percentage points concurrently with research creating a basis for this. This will be assessed in the evaluations in 2008 and 2011. This initiative is expected to contribute to reducing nitrogen leaching by approx. 2,900 tonnes N. Costs for industry in this connection are expected to be in the order of DKK 50-90 million per year.
- DKK 140 million will be spent on the establishment of a further approx. 4,000 hectares of wetlands in 2004 and 2005. This is expected to reduce nitrogen leaching by approx. 1,100 tonnes N.
- In accordance with element no. 3 above, a further up to DKK 375 million will be allocated in the period 2004-2009 including the expected EU co-financing to special initiatives under the Agri-environmental measures targeted towards phosphorous and nitrogen. Besides being spent on establishing crop-free buffer zones, the funds are expected to be spent on establishing wetlands under the agri-environmental measures and general set-aside of agricultural land. In order to achieve a higher degree of integration of protection of the aquatic environment and nature, and because several wetland projects have not been able to meet the relatively high nitrogen requirements in projects under the Action Plan for the Aquatic Environment II, the requirement for removal of nitrogen is reduced to 100 kg N/ha for future wetlands under the agri-environmental measures. The total nitrogen reduction resulting from the extra funds for agri-environmental measures is estimated at approx. 400 tonnes N.
- In the 2008 evaluation, the effect of the afforestation initiatives will be assessed in relation to the reduction in nitrogen discharges to surface water and groundwater.
- The requirements for utilisation of nitrogen in mink manure will be tightened so that they reach the same level as the current utilisation requirements for cattle manure. This way, leaching is expected to decrease by approx. 100 tonnes N. The costs for industry are estimated at approx. DKK 0.5 million per year.
- Initiatives already adopted which are targeted towards a reduction of wastewater discharges from sparsely built-up areas in the open country, will contribute to reducing nitrogen discharges by approx. 300 tonnes N.

If the evaluations show that there is a need for further initiatives in order to reach the objective of a minimum of 13 per cent reduction in nitrogen discharges by 2015, it will be necessary to discuss the introduction of other instruments or a tightening of some of the instruments already in use. The nitrogen excess in agriculture is a good indicator of agriculture's nitrogen impact on nature and the environment by nitrate and ammonia, and therefore it will be included as an important parameter in the evaluations.

A reduction in nitrogen leaching is an important factor in relation to both national and international objectives. The status of the Kattegat, the Baltic Sea, and a number of fjords was a cause for concern in assessments in a report from the UN environment body. Nitrogen discharges from land as a consequence of over-fertilising in agriculture are indicated in the report as a significant cause. With this Agreement on the Action Plan for the Aquatic Environment III, a further contribution is made to the reduction of nitrogen discharges and an improved aquatic environment.

Denmark is obliged to submit a four-year action programme for the implementation of the Nitrate Directive from 2004-2008. The Parties to this Agreement agree that the Action Plan for the Aquatic Environment III as well as the results achieved under the Action Plan for the Aquatic Environment II are included in the four-year action programmes and that Denmark will continue to meet the requirements for correct implementation of the Nitrate Directive.

The Parties will work for an extension of the Danish exemption, cf. the Action Plan for the Aquatic Environment II, so that the opportunity to add up to 230 kg N to livestock manure per hectare in certain cattle holdings can be maintained.

A technical adjustment of the system to fix norms will be made so that, as a main rule, the norms will continue to be laid down without regard to protein content. However, the norm reduction will be subject to a maximum of 10 per cent below the business finance optimum, as laid down in the Action Plan for the Aquatic Environment II, but the total nitrogen quota will not be allowed to exceed the 2003/2004 quota after adjustments for the effect of crop displacement.

5. Protection of particularly vulnerable nature.

With a view to protecting ammonia-sensitive habitats, the Wilhelm Committee's model on the designation of 300-metre buffer zones around all raised bogs, all lobelia lakes, all – to start with – heaths larger than 10 hectares, and all endangered and low-nutrient dry grassland larger than 2.5 hectares, as well as all endangered heaths, dry grassland, and other particularly vulnerable types of natural habitat in the Natura 2000 sites. The total area where buffer zones are designated constitutes just over 7 per cent, corresponding to just over 180,000 hectares. Within this buffer zone and within the area itself, no extension of livestock farms can take place if such an extension would lead to increased ammonia discharges in natural areas vulnerable to ammonia. Application of new technology may be used in such an assessment. Final designation of these areas will take place through the natural planning by counties up to 2009.

This initiative is the Government's follow-up to its Action Plan for Reducing Ammonia Volatilization from Agriculture from 2002. Through the Action Plan for Reducing Ammonia Volatilization from Agriculture, a ban has been introduced on surface spreading. When the Action Plan for Reducing Ammonia Volatilization from Agriculture has been fully implemented in 2007, the total effect will be a reduction of about 9,500 tonnes of nitrogen per year.

The development of new technology is also important in relation to being able to limit odour nuisances from livestock farming. Authorisation to extend existing and establish new livestock farms should also be seen in the light of the ongoing structural development where livestock production is concentrated in fewer and larger farms.

Extension of existing livestock production and establishment of new ones are regulated under the Danish Planning Act (EIA) and the Danish Environmental Protection Act. This ensures that extension of existing livestock farms and establishment of new ones are assessed in relation to their impact on the environment and nature. After designating the buffer zones, the Government will prepare a white paper on the extent to which these buffer zones have created better regulation of livestock farming.

Approvals under part 5 of the Danish Environmental Protection Act must be reconsidered at least every ten years, and amended conditions can be determined in that connection. If there is new information about the adverse impacts of the pollution, new information about environmentally harmful effects that could not be predicted at the time of approval, or new knowledge about significant changes in the best available techniques, the authorisation may be taken up for reconsideration before expiry of the 10-year period. New and amended conditions do not lead to a new statutory protection period in relation to the original approval under part 5.

6. The research programme under the Action Plan for the Aquatic Environment III - including reduction of nutrient losses and odour emissions.

The research programme aims at limiting odour nuisances, reducing excess phosphorous and phosphorous discharges, and improving methods for manure management. Limitation of nutrient discharges in a regional context is included in the programme as a separate element. Knowledge about the development and spreading of odours and instruments to limit odours from livestock production will be important elements in limiting nuisances experienced by neighbours. Research into odours is closely related to the development of technologies and knowledge about reduction of ammonia volatilization. Limiting ammonia volatilization, eg. the potential for adding acid to manure, will also be included in the manure research programme, so will experiment projects regarding manure separation and biodegasification, etc. The Government and agriculture together will allocate a total of DKK 155 million for this research programme. Thus, particular emphasis in the programme is being placed on developing the possibilities of limiting odour nuisances.

7. Strengthening organic farming.

In addition, a new research programme will be carried out with regard to organic agricultural production - the so-called FØJO III. In future, an annual DKK 12 million of the funds originating from pesticide taxes will be allocated to research activities. Already now, the Parties are ready to earmark these funds for a future research programme aiming at organic farms, while a further DKK 28 million per year are expected to be raised through governmental research reserves so that new funds are expected to be allocated - a total of DKK 40 million per year from 2005 to 2009.

A framework has been ensured for the Organic House of an annual DKK 3 million for the period 2005-2009 for projects promoting organic farming. The projects will be implemented under the auspices of the Organic House.

In context with an adaptation of the "landdistriktsstøtteleven" (act on rural development) and the use of modulation funds under the rural-districts programme, funding of organic sales-promoting initiatives is being made possible.

8. The Manure Action Plan - new distance requirements

The Manure Action Plan builds upon the recommendations made in the report from the "Nabogeneudvalget" (committee on nuisances experienced by neighbours) of 29 January 2004. It should be noted that the first phase of the Manure Action Plan has already been implemented since the tightened distance requirements entered into force on Saturday 20 March 2004. Local authorities have been instructed to be extremely aware of avoiding future odour nuisances in their case administration. The Government has also initiated five development projects on odour for a total of DKK 1.5 million. The Minister for the Environment will ask the Nabogeneudvalget to prepare a report in 2005 studying whether the effects of the stricter distance requirements are sufficient.

In addition, new and updated odour guidelines for municipalities' treatment of applications for extension of existing livestock production and establishment of new ones will be prepared.

9. Further elements

The "gødskningsloven" (act on the agricultural sector's consumption of fertilisers and on plant cover) will be adjusted so that authorisation is granted for:

- Implementation of pilot projects with regulation based on balance models. The scientific elucidation work preceding the Action Plan for the Aquatic Environment III analysed the opportunities to use a balance model for regulation of agriculture's excess nitrogen and phosphorous and recommended carrying out pilot projects to document the advantages and disadvantages of the balance model, including determination of limit values for excess nitrogen and phosphorous. Farms participating in the pilot projects may use the balance calculation as documentation of a simultaneous correction of the farm's nitrogen norm based on the level of yield from feed crops used for feed on the farm and the nitrogen level in the livestock manure. Up to 1 per cent of the farms which are under an obligation to submit manure accounts may participate in the pilot projects. This scheme must be developed and is not expected to be implemented before the fertilising season 2005/2006.
- Determination of requirements for the establishment of winter green fields. Winter green fields may, if they constitute 100 per cent of the cultivated area alone or together with late crops, replace the requirement for late crops, cf. element no. 4.

The Action Plan for the Aquatic Environment III is supported by a rapid realisation of the farm advisory system, which is part of the EU reform. DKK 2 million will be allocated in 2005 within the rural areas programme for this development project.

10. A holistic approach.

With the Action Plan for the Aquatic Environment III, there will be significant improvements in the status of lakes and fjords which are crucial in relation to the desire for a clean aquatic environment and will benefit both flora and fauna.

It should be noted that public interest in environmental issues in agriculture - apart from the wish for clean water and rich nature - is, to a high extent, also attached to the derived nuisances from pig production, including in particular odour nuisances. Technological development of eg. biogas and manure separation, feed efficiency and acidification of manure may contribute to improving the environmental conditions of agriculture. Efforts to strengthen the protection of the aquatic environment and nature will therefore be combined with initiatives to limit odour nuisances.

The Parties therefore wish to use this Agreement on a new Action Plan for the Aquatic Environment III to initiate a more holistic approach to the protection of nature and the aquatic environment. Focus will no longer only be on a reduction in nitrate discharges. The instruments of the Action Plan for the Aquatic Environment III are based on an integrated approach where the protection of the aquatic environment and nature are combined. The instruments of the Action Plan for the Aquatic Environment III are also important in relation to the future regional objectives under the Water Framework Directive and the Habitats Directive - not least the designation of buffer zones and the continuation of wetland initiatives.

Minister for the Environment, Hans Christian Schmidt

Minister for Food, Agriculture and Fisheries, Mariann Fischer Boel

Danish People's Party, Christian H. Hansen

Danish People's Party, Jørn Dohrmann

Christian Democrats, Mogens Nørgaard Pedersen

RESUME

Den politiske aftale om Vandmiljøplan III (VMP III) fra 2. april 2004 er en opfølgning på de to tidligere vandmiljøplaner, VMP I og VMP II.

VMP III forløber over perioden 2004-2015 og indeholder målsætninger for såvel kvælstof- som fosforudledninger fra landbruget.

Målsætningerne der skal være opnået i 2015, er

- 13% reduktion i kvælstofudvaskningen i forhold til udvaskningen i 2003
- Halvering af fosforoverskuddet i forhold til overskuddet i 2001/02
- Etablering af 50.000 ha nye randzoner til reduktion af fosforudledningen til vandløb og søer

I VMP III er det aftalt, at Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), begge Aarhus Universitet, skal midtvejsevaluere de iværksatte foranstaltninger ved udgangen af henholdsvis 2008 og 2011. Hovedresultater fra 2008 viser:

- At der for kvælstofudvaskningen ikke kan påvises nogen sikker reduktion i kvælstofudvaskningen i perioden 2003 til 2007
- At fosforoverskuddet er reduceret med ca. 6.500 tons P i perioden fra 2001/02 og frem til 2007/08, svarende til en reduktion på ca. 23%. Delmålet om en 25% reduktion af fosforoverskuddet frem til 2009 vurderes herved at blive nået
- At etablering af 50.000 ha nye randzoner til vandløb og søer langtfra vil blive opfyldt

Endvidere har Fødevareøkonomisk Institut ved Københavns Universitet og DMU foretaget en økonomisk midtvejsevaluering af VMP III. Hovedresultaterne er:

- At de samlede omkostninger ved VMP III i perioden 2005- 2009, som forventet, er på 200 mio. kr. årligt. Fosforreguleringen er blevet dyrere, end forventet, mens kvælstofreguleringen er blevet billigere end forventet.
- At omkostningseffektiviteten af de anvendte virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen set i forhold til effekten er steget fra de planlagte forventede antagne 19 kr. pr. kg N til 41 kr., pr. kg N i reduceret udvaskning.
- At det offentlige fortsat skal bære hovedparten af omkostningerne, men at erhvervets andel er steget til 25%.
- At fosforafgiften afgiften på mineralisk foderfosfat ikke har haft den forventede effekt på forbruget
- Af mineralisk fosfor At der ved etablering af randzoner ikke har været overensstemmelse mellem den opsatte målsætning og de valgte instrumenter.

Hosliggende rapport giver et samlet overblik over begge disse midtvejsevalueringer fra 2008 og 2009 samt de baggrundsnotater, de er baseret på.

Læs om forskningen, uddannelserne og andre aktiviteter på Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet på www.agrsci.au.dk, hvorfra du også kan downloade fakultetets publikationer og abonnere på det ugentlige nyhedsbrev

